ATTI

# VII Convegno della Rete Italiana LCA

## Life Cycle Assessment e ottimizzazione ambientale: esempi applicativi e sviluppi metodologici

**Milano**
**27-28 giugno 2013**

a cura di Simona Scalbi e Francesca Reale

POLITECNICO DI MILANO

ENEA
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

Rete Italiana LCA

VII Convegno Scientifico della Rete Italiana di LCA
Life Cycle Assessment e ottimizzazione ambientale:
esempi applicativi e sviluppi metodologici

Politecnico di Milano, 27-28 giugno 2013

*A cura di Simona Scalbi e Francesca Reale*

2013 ENEA
Agenzia per le Nuove tecnologie
l'Energia e lo sviluppo economico sostenibile

Lungotevere Thaon di Revel, 76
00196 Roma

ISBN 978-88-8286-292-3

# Indice


Prefazione 7

Programma Convegno 11

**LCA FOOD** **13**

How different emission estimation methods can affect final results? The case of milk production 14

Life Cycle Assessment come strumento di valutazione della sostenibilità nel settore agroalimentare: l'esperienza del Marchio Valfrutta 22

La variabilità dei dati nella LCA della produzione olivicola 29

Un'applicazione integrata di metodologie LCA ed LCC per la sostenibilità della viticoltura in Calabria 36

Considerations when accounting for carbon footprint in the life cycle of wine 44

Carbon footprint of "pasteurized liquid milk" life cycle 51

L' analisi del ciclo di vita dello zucchero Zefiro 59

Analisi del ciclo di vita di latte bovino ad alta qualità prodotto 66

in centro Italia. Caso studio 66

**LCA WASTE ED ECODESIGN** **73**

Utilizzo della metodologia LCA per la definizione delle migliori strategie di gestione del rifiuto urbano residuo in Lombardia 74

Life Cycle Assessment and Human Health Risk Assessment: proposal of an integration methodology and application to a MSW incineration line 81

Analisi del ciclo di vita ed eco-innovazioni di processo nella filiera automotive: un caso-studio 90

Analisi del Ciclo di Vita dei flaconi farmaceutici prodotti dalla Stevanato Group 97

Analisi di impatto ambientale di sistemi per la raccolta e il trattamento di Rifiuti Solidi Urbani (RSU) 103

Opzioni alternative per la gestione del fine-vita di prodotti in plastica. Applicabilità della riparazione ai contenitori agricoli tipo "Bins" 111

**ENERGY** **119**

LCA come strumento di previsione per l'ottimizzazione di tecnologie fotovoltaiche innovative 120

La produzione elettrica da biomasse: confronto tra filiere 127

in un'ottica di ciclo di vita 127

Analisi comparata di sistemi solari per il condizionamento tramite la metodologia LCA 133

Valutazione ambientale della produzione di elettricità da digestione anaerobica di reflui zootecnici 141

Energy and carbon LCA of high ligno-cellulosic biomass pyrolysis coupled with anaerobic digestion 148

**BUILDING** **155**

Life Cycle Assessment and Zero Energy Residential Buildings 156

Profilo ambientale della pietra serena di Firenzuola: processo produttivo e nuovi impieghi 163

Sostenibilità ambientale di intonaci in terra cruda: analisi LCA “dalla culla al cancello” 170

Analisi LCA di un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$ 177

Materie vegetali per l’edilizia: Life Cycle Assessment del tutolo di mais 185

Life Cycle Assessment of a new generation of roofing materials, with low content of petroleum-based products 193

LCA “from cradle to gate” di pannelli GFRP pultrusi: possibili variazioni nelle fasi di processo e loro impatto sul profilo ambientale del materiale 200

Processi di rigenerazione urbana e riciclo dei materiali per l’edilizia provenienti da complessi urbani in dismissione 207

Ri-Abitare sostenibile: l’approccio LCA e le procedure multicriteri a supporto della pianificazione attuativa locale del recupero 219

Life Cycle Assessment di un padiglione temporaneo: strategia virtuosa del riuso di componenti e prodotti 226

LCA comparativa di sistemi di rivestimento leggeri per la riqualificazione delle chiusure verticali esterne di edifici 233

Progetto di riqualificazione: valutazione delle prestazioni sostenibili mediante analisi LCA 241

Definizione del dominio prestazionale e tracciabilità del profilo energetico-ambientale in alternative tecniche con materiali da riciclo. 248

Analisi LCA comparativa di adesivi per posa ceramica tradizionali e innovativi 255

LCA ed LCC di un intervento di demolizione totale 262

**PRODUCTS, TECHNOLOGIES AND CASE STUDIES** **269**

LCA comparativa di processi di tintura di fibre tessili 270

Il Life Cycle Costing applicato a una tecnologia innovativa: una valutazione per analogia della sostenibilità economica 277

Potenzialità di utilizzo del metodo LCA nella ristorazione collettiva 283

Water Footprint Assessment - L’impatto dell’imballaggio in cartone ondulato per l’ortofrutta in Italia 293

Energy and Exergy Life Cycle Assessment of different anti-erosion systems 300

LCA dell’utilizzo di un ingrediente naturale nelle formulazioni cosmetiche 307

LCA di pavimentazioni stradali flessibili in conglomerato bituminoso: strategie di miglioramento delle prestazioni ambientali 314

Life Cycle Assessment per la valutazione di strategie di gestione di materiali di imballaggio nel settore crocieristico 321

PREMIO GIOVANI RICERCATORI 329

1° CLASSIFICATO: How to calculate the characterisation factor for nanoparticle? A case study on n–$TiO_2$ 330

2° CLASSIFICATO: L´indicatore di inventario Non Renewable Fossil Cumulative Energy Demand come strumento a supporto del processo decisionale in ambito LCA 336

3° CLASSIFICATO: Life Cycle-based Embodied (Solar, Tidal and Geothermal) Energy: a new method for assessing natural resources applied to wood biomass species 343

## Comitato scientifico

Grazia Barberio, Unità Tecnica Tecnologie Ambientali, ENEA, Roma

Maurizio Cellura, Dipartimento di energia, ingegneria dell'informazione e modelli matematici (DEIM), Università di Palermo

Massimo Delogu, Dipartimento di Ingegneria Industriale Università degli Studi di Firenze

Vito D'Incognito, Take Care International, Milano

Valentina Fantin, Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna

Monica Lavagna, Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito (A.B.C.) Politecnico di Milano

Paolo Masoni, Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna

Bruno Notarnicola, Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento Jonico

Andrea Raggi Dipartimento di Economia (DEc) – Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara

Lucia Rigamonti, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA), Sezione Ambientale, Politecnico di Milano

Serena Righi, Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA), Università di Bologna, Ravenna

Roberta Salomone, Dipartimento di Scienze Economiche, Aziendali, Ambientali e Metodologie Quantitative (SEAM),Università di Reggio Calabria

Antonio Scipioni, Centro Studi Qualità Ambiente, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Padova

Alessandra Zamagni, Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna

## Segreteria tecnica

Arianna Dominici Loprieno *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

*Francesca Reale, Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

Simona Scalbi, *Unità Tecnica Modelli, Metodi e Tecnologie per le Valutazioni Ambientali, ENEA, Bologna*

# Prefazione

La Rete Italiana LCA nasce nel 2006 su iniziativa di ENEA e da allora ha organizzato Convegni Scientifici annuali, arrivati con questo all'ottava edizione, seminari informativi all'interno di Ecomondo e altri eventi anche internazionali. Nel 2012 la Rete si è costituita in Associazione scientifica e dunque questo è il II Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA.

Le sedi in cui si sono svolti i Convegni sono le sedi dei Soci Fondatori della Associazione, ossia ENEA (sia a Bologna che a Roma), Politecnico di Milano, Università di Bari e CIRCC, Università di Palermo, Università "G. D'Annunzio" di Chieti-Pescara, Università di Padova.

Il Convegno anche quest'anno si svolge con il patrocinio del *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare*, con il quale la Rete collabora, in particolare in relazione al Piano di Azione su Consumo e Produzione Sostenibile e al Green Public Procurement.

Il tema del Convegno è il ruolo del Life Cycle Assessment per l'ottimizzazione del profilo ambientale di prodotti, processi, servizi. Le informazioni ambientali scaturenti dalle valutazioni LCA, anche per la pressione normativa europea, stanno assumendo un ruolo centrale all'interno dell'iter decisionale (definizione di politiche, comparazione tra scelte alternative, definizione di strategie, miglioramento di un processo produttivo o un prodotto), a diverse scale di approccio (dal singolo prodotto al territorio). Pertanto sono destinate a costituire sempre più uno strumento di supporto alle decisioni per operatori molto differenti (soggetti istituzionali e decisori politici, aziende, progettisti ecc.).

I contributi scientifici, raccolti in questo volume e presentati durante le sessioni orali e poster del Convegno, sono stati selezionati attraverso una *peer review* a seguito di *call for paper* gestita dal comitato scientifico della Rete Italiana LCA. Il comitato si è occupato della accettazione/rifiuto degli articoli e della loro revisione con una procedura similare a quella impiegata nelle riviste internazionali con *impact factor*. I contributi raccolti sono principalmente studi LCA, che vanno a coprire i diversi ambiti applicativi, con una predominanza di studi relativi a edilizia, prodotti agricoli e alimentari, sistemi per la produzione di energia, sistemi di gestione dei rifiuti, ecodesign. Da qui la scelta di individuare, come sessioni orali, gli ambiti *LCA Food, LCA Waste ed Ecodesign, LCA Energy, LCA Building*.

Gli autori degli studi LCA raccolti in questi Atti sono rappresentativi di diverse realtà provenienti sia dal mondo dell'Università, quali Politecnico di Milano e di Torino, Università di Bari, di Cagliari, di Chieti-Pescara, di Bologna, di Firenze, di Genova, dell'Insubria, di Milano, di Modena e Reggio Emilia, di Napoli, di Padova, di Pisa, di Palermo, di Reggio Calabria, di Siena, della Tuscia, sia dal mondo degli enti di ricerca pubblici e privati, come ENEA, Consorzio Venezia Ricerche, RSE SpA e D'Apollonia SpA.

Conforta constatare che gli sforzi della Rete Italiana LCA hanno consentito una crescita del numero delle organizzazioni e delle sedi universitarie in cui il tema del Life Cycle Assessment è oggetto di attenzione e di ricerca. Ciò permette di ben sperare che tale ampiezza di diffusione sul territorio possa costituire un riferimento per gli sviluppi applicativi che il LCA richiede a sostegno delle politiche di sviluppo sostenibile in Italia.

Trattandosi prevalentemente di Università, questo significa diffusione del sapere non solo tramite i canali della ricerca, ma anche della formazione.

La necessità di aumentare il numero di operatori veramente competenti (sia nelle sedi decisionali sia nelle società di consulenza) deve far riflettere sul ruolo della formazione universitaria nel far crescere nuove figure professionali capaci di dominare il tema ambientale e di inserirsi con ruoli diversi nei diversi settori, in modo da disseminare gemme capaci di attivare processi virtuosi in maniera diffusa e pervasiva. Proprio per contribuire all'attuale pressante domanda di formazione di analisti di LCA di qualità, l'Associazione Rete Italiana LCA ha organizzato dal 24 al 26 giugno presso il Politecnico di Milano il primo Corso base di LCA (direttore didattico Maurizio Cellura). Ad esso seguiranno senz'altro altri corsi anche più specialistici. Con questo la Rete intende evitare che la crescita numerica degli analisti avvenga a scapito della qualità e competenza, come qualche volta succede quando esiste una domanda così crescente.

Da questo punto di vista, la situazione odierna è confortante: i lavori presentati dimostrano in genere un'elevata competenza e molti di essi forniscono un contributo importante non semplicemente per gli esiti dello studio particolare, ma in termini di affinamento metodologico del Life Cycle Assessment. L'occasione del Convegno annuale della Rete, assieme a tutte le altre iniziative della Rete, costituisce momento indispensabile di scambio e confronto per far maturare la metodologia. La Rete Italiana LCA del resto è nata proprio con lo scopo di favorire la diffusione e la crescita della qualità metodologia degli studi di LCA a livello nazionale, tramite iniziative di formazione e lo scambio di esperienze tra studiosi e ricercatori, oltre che fungere da collettore e coordinamento delle iniziative di ricerca.

Come già detto, dall'anno scorso la Rete Italiana LCA si è trasformata in Associazione Scientifica, dandosi come obiettivo la promozione di una cultura nella quale l'approccio di ciclo di vita e il Life Cycle Assessment siano adottati per contribuire allo sviluppo sostenibile. Tra gli scopi dell'Associazione vi sono quello di favorire la migliore qualità degli studi e lo sviluppo di progetti innovativi, quello di promuovere nuovi strumenti per lo sviluppo della politica integrata di prodotto e la produzione e consumo sostenibile, di esercitare azioni di indirizzo presso gli organi istituzionali per sostenere l'approccio di ciclo di vita e il LCA a tutti i livelli, di organizzare e realizzare attività a livello nazionale e internazionale di formazione, informazione, documentazione e divulgazione scientifica.

Di particolare rilevanza, oltre all'organizzazione di convegni, sono le attività di realizzazione e diffusione della *newsletter* periodica (inviata a una mailing list di oltre 400 iscritti), nonché la mappatura Italiana LCA, che ormai ha censito più di 83 organizzazioni che si occupano a diverso titolo di LCA.

La Rete Italiana LCA è tradizionalmente organizzata in nove gruppi di lavori tematici: Alimentare e Agroindustriale, Energia e Tecnologie Sostenibili, Edilizia, Prodotti e Processi Chimici, Servizi Turistici, Gestione e Trattamento Rifiuti, Legno arredo, Automotive & Elettrico-Elettronico, DIRE (*Development and Improvement of LCA methology: Research and Exchange of experience*). All'interno dei gruppi è possibile focalizzare l'attenzione rispetto alle specificità di applicazione del metodo nello specifico ambito di studi e radunare persone non necessariamente competenti di LCA, ma competenti nell'ambito tematico, avvicinandole alla conoscenza del metodo e alle sue modalità applicative.

Il successo della Rete Italiana LCA deriva dal lavoro generoso e volontario di molte persone, che convintamente credono nella necessità di un approccio scientifico al tema della sostenibilità ambientale, basato sull'uso di strumenti di misurazione come il LCA, e che ritengono che la conoscenza debba essere continuamente aggiornata e implementata tramite lo scambio e la condivisione delle idee.

Tra queste vanno innanzitutto citate tutte le persone che in ENEA hanno permesso la nascita e lo sviluppo della Rete, con una dedizione assidua e con un grande spirito di iniziativa; tra queste in particolare gli ingegneri Simona Scalbi e Arianna Dominici Loprieno che, oltre a lavorare direttamente nel campo del Life Cycle Assessment e dell'Ecologia Industriale, si occupano della Segreteria Tecnica, curando anche il sito web della Rete, la pubblicazione della *newsletter*, la mappatura, l'organizzazione degli eventi della Rete e le relative pubblicazioni.

Indispensabile il lavoro scientifico svolto dai coordinatori dei gruppi di lavoro e dai membri del Consiglio Direttivo nella definizione e organizzazione delle attività della Rete, nella attivazione di iniziative, nella gestione delle attività che la Rete prevede. Una menzione particolare spetta a Serena Righi, tesoriere dell'Associazione, che, oltre a contribuire al Comitato Scientifico, ha garantito la complessa gestione amministrativa delle iniziative della Rete.

Di particolare impegno il lavoro di revisione scientifica dei lavori svolto dal Comitato scientifico del Convegno, volto a garantire l'elevata qualità dei lavori pubblicati negli Atti.

Infine un particolare ringraziamento a Selerant, che ha supportato finanziariamente l'organizzazione del Convegno.

*Monica Lavagna* (Chair del Convegno)

*Paolo Masoni* (Presidente dell'Associazione Rete Italiana LCA)

# Programma Convegno

VII Convegno Scientifico della Rete Italiana di LCA
Life Cycle Assessment e ottimizzazione ambientale:
esempi applicativi e sviluppi metodologici
Milano, 27-28 giugno 2013
Politecnico di Milano, via Ampére, aula E.N.Rogers e spazio mostre Guido Nardi

***27 giugno 2013***

Convegno scientifico Rete Italiana LCA
10.00 Saluto di benvenuto e saluti istituzionali
Giovanni Azzone, Rettore del Politecnico di Milano
Stefano Della Torre, Direttore Dipartimento A.B.C., Politecnico di Milano

*Monica Lavagna, Dipartimento A.B.C., Politecnico di Milano, Rete Italiana LCA, chair Convegno*

**Politiche europee, sviluppi normativi e percorsi di certificazione LCA-based**
*Chair: Paolo Masoni (Rete Italiana LCA)*

10.30 LCA: prospettive nel quadro europeo e italiano, Paolo Masoni, SETAC Europe President, Presidente Associazione Rete Italiana LCA
11.00 Product Environmental Footprint: attività in corso e prospettive future, Michele Galatola, DG Environment European Commission, Brussels (videoconferenza)
11.30 ILCD Data Network: qualità e coerenza dei dati LCA, Marco Recchioni, DG JRC European Commission, Ispra
12.00 Iniziative su Consumo e Produzione sostenibile (SCP) e Green Public Procurement (GPP) in Italia, Riccardo Rifici, Ministero dell'ambiente della tutela del territorio e del mare, coordinatore PAN GPP
12.30 L'evoluzione della Water Footprint nel contesto LCA e la norma ISO 14046, Anna Mazzi, Centro Studi Qualità Ambiente
Lunch (13.00-14.00) - Sessione Poster

**LCA Food**
*Chair: Bruno Notarnicola (Rete Italiana LCA), Paco Melià (Politecnico di Milano)*

14.00 How different emission estimation methods can affect final results? The case of milk production, Luciana Bava, Università di Milano
14.20 LCA come strumento di valutazione della sostenibilità: l'esperienza del marchio Valfrutta, Michela Gallo, Università di Genova
14.40 La variabilità dei dati nella LCA della produzione olivicola, Bruno Notarnicola, Università di Bari
15.00 Un'applicazione integrata di metodologie per LCA ed LCC per la sostenibilità della viticoltura in Calabria, Giacomo Falcone, Università di Reggio Calabria

**LCA Waste ed Ecodesign**
*Chair: Antonio Scipioni (Rete Italiana LCA), Mario Grosso (Politecnico di Milano)*

15.30 Uso del LCA per la definizione delle migliori strategie di gestione del rifiuto urbano residuo in Lombardia, Lucia Rigamonti, Politecnico di Milano
15.50 LCA and Human Health Risk Assessment: integration methodology and application to a MSW incineration line, Anna Mazzi, Università di Padova
16.10 Analisi del ciclo di vita ed eco-innovazioni di processo nella filiera automotive: un caso-studio, Alberto Simboli, Università di Chieti-Pescara
16.30 Analisi del Ciclo di Vita dei flaconi farmaceutici prodotti dalla Stevanato Group, Marta Beggio, Consorzio Venezia Ricerche
Coffeee break - Sessione Poster

**Premio Giovani Ricercatori**

17.20-18.00

*Chair: Massimo Delogu, Grazia Barberio, Lucia Rigamonti, Alessandra Zamagni (Rete Italiana LCA)*

18.00 Assemblea dei Soci di Rete Italiana LCA

***28 giugno 2013***

**LCA Energy**

*Chair: Maurizio Cellura (Rete Italiana LCA), Giovanni Dotelli (Politecnico di Milano)*

10.00 LCA come strumento di previsione per l'ottimizzazione di tecnologie fotovoltaiche innovative, Riccardo Basosi, Università di Siena

10.20 La produzione elettrica da biomasse: confronto tra filiere in un'ottica di ciclo di vita, Cristina Brambilla, RSE Spa

10.40 Analisi comparata di sistemi solari per il condizionamento tramite la metodologia LCA, Maurizio Cellura, Università di Palermo

11.00 Valutazione ambientale della produzione di elettricità da digestione anaerobica di reflui zootecnici, Alessandra Fusi, Università di Milano

**LCA Building**

*Chair: Monica Lavagna (Rete Italiana LCA), Andrea Campioli (Politecnico di Milano)*

11.30 Life Cycle Assessment and Zero Energy residential Building, Michele Paleari, Politecnico di Milano

11.50 Profilo ambientale della pietra serena di Firenzuola: processo produttivo e nuovi impieghi, Maria Chiara Torricelli, Università di Firenze

12.10 Sostenibilità ambientale di intonaci in terra cruda: analisi LCA "dalla culla al cancello", Paco Melià, Politecnico di Milano

12.30 Analisi LCA di un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$, Martina Pini, Università di Modena e Reggio Emilia

Lunch (13.00-14.00) - Sessione Poster

***28 giugno 2013***

Convegno aperto

**LCA e EPD nella valutazione ambientale degli edifici**

*Chair: Andrea Campioli, Monica Lavagna (Politecnico di Milano, Rete Italiana LCA)*

14.00 Sostenibilità in edilizia: orientamenti e sviluppi normativi in ambito europeo LCA-based Monica Lavagna, Politecnico di Milano, Rete Italiana LCA

14.30 Il DGNB: valutazione LCA degli edifici e certificazione EPD dei prodotti, Consuelo Russelli, DGNB

15.00 LEED e i criteri relativi ai Materiali e Risorse: il percorso verso LCA e EPD, Mario Zoccatelli, Presidente GBC Italia, Paola Moschini, LEED AP

15.40 Protocollo ITACA e il sistema EPD Italia, Andrea Moro, Presidente iisbeItalia

16.00 Green Public Procurement e Criteri Ambientali Minimi per la costruzione e manutenzione degli edifici, Sergio Saporetti, Ministero dell'ambiente della tutela del territorio e del mare, Direzione valutazioni ambientali e Dana Vocino, Ecosistemi srl

16.40 EPD di prodotti edilizi  enti di certificazione e aziende

Aperitivo

# LCA FOOD

# How different emission estimation methods can affect final results? The case of milk production

Matteo Guerci, Luciana Bava*, Anna Sandrucci, Maddalena Zucali, Alberto Tamburini
Dipartimento di Scienze Agrarie ed Ambientali, Università degli Studi di Milano,
Via Celoria 2, 20133 Milano, Italy.

luciana.bava@unimi.it

## Abstract

*The livestock sector heavily contributes to anthropogenic greenhouse gas emissions especially from enteric fermentation of ruminants, manure management and crop production, but it is also responsible of a large share of ammonia volatilization and nitrate leaching. Life Cycle Assessment (LCA) is a powerful tool to analyze the environmental impact of a product and identify process hotspots. However it is a very complex, time and labor intensive methodology and its results are often affected by different sources of uncertainty. In some contexts a simplified approach could be convenient, provided the accuracy of the results is not compromised. The aim of this study was to compare environmental impacts of milk production obtained from a life cycle analysis using different methodologies for emission estimation at farm level. A group of 29 dairy farms was involved in the study, data were collected through personal interviews to the farmers. On-farm emissions were estimated with a detailed approach using Tier 2 methods from IPCC (2006a,b) and EAA (2009a,b) and with a simplified approach using Tier 1 method from IPCC (2006a,b); the global impact was evaluated with the support of SimaPro software. In general the simplified approach underestimated global warming potential compared to detailed one but slightly overestimated acidification potential; there was no significant difference in terms of eutrophication potential. Overall, even if the simplified approach used fixed values of methane and nitrogen excretion while the detailed approach was based on more specific evaluations, the two methods did not greatly differ in the estimation of total amount of methane and nitrogen lost by the animals. As a consequence very similar impact values were obtained with the two approaches. The simplified approach seems to be a convenient method when a large number of production units are involved in the evaluation. On the contrary the detailed approach is more appropriate for research purposes to identify the different emission sources and their contribution to the impact.*

## 1. Introduction

The growing concern about the environmental impact of the agricultural sector has generated significant interest for the environmental evaluation of agricultural products and foodstuffs. Life Cycle Assessment (LCA) is one of the most powerful tools to assess the environmental impacts associated with a product or a process by accounting resource consumption and emissions of the entire production chain. However, LCA is not free from limitations and errors, especially when applied to the agricultural sector. First, LCA has some inherent sources of uncertainty linked to the data sets, the models selected for the estimates, the assumptions, the level of detail (Basset-Mens et al., 2009). In addition, the production units in agriculture (farms) are very heterogeneous and characterized by great variability in the production systems. Finally, the agriculture and livestock productions, and the related phenomena, are characterized by a high degree of variability and uncertainty typical of biological processes. For example, the models used for the calculation of emissions of nitrous oxide from agricultural soils and methane emissions from enteric fermentation of livestock are associated with high levels of uncertainty (Flysjö et al., 2011). As a consequence comparing results of different LCA studies and making policy decisions based on LCA environmental impacts is questionable because estimates may vary significantly depending on the assumptions used (Flysjö et al., 2012). It should also be pointed out that analytical LCA studies, performed starting from detailed data, are extremely demanding in terms of time and work load; this represents a strong limit to the application and diffusion of the tool.

To partly overcome these problems, there is a demand for the harmonization of the LCA methodology for categories of products at least at a national or regional level. Moreover many researchers have proposed the development of a more practical and business-oriented approach to LCA, to simplify the method without compromising accuracy (Teixeira, 2012). Regarding in particular the assessment of the environmental impacts of milk production, the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006a, b) proposes different levels of detail for the estimation of greenhouse gases: the Tier 1 method uses standard emission factors fixed for each category of animals, while the Tier 2 and Tier 3 methods require specific details. Similarly the emissions of other pollutants (such as ammonia and nitrates) could be estimated using different levels of accuracy as a function of the detail and quality of available data. The aim of this study was to compare the results in terms of global warming, acidification and eutrophication potentials for the production of cow milk at the farm gate applying two approaches for LCA analysis characterized by different levels of detail.

# 2. Materials and methods

## 2.1. System descriptions

A group of 29 dairy farms were involved in this study. The system included all the on-farm processes and off-farm activities linked to production of external inputs. The functional unit (FU) was established as 1 kg fat protein corrected milk (FPCM) leaving the farm gate. The biological allocation method developed by IDF (2010) was used.

## 2.2. Data collection

All the data related to on-farm processes and purchased materials were collected through personal interviews to the farmers. Moreover, during the farm visits, forages (hays and silages) and the Total Mixed Ration (TMR) were sampled. Forages and TMR were analyzed for dry matter (DM), ash, crude protein (CP), ether extract, crude fiber (CF) starch and fibrous fractions (NDF, ADF, ADL). Data obtained from analyses were used in the estimation of digestibility of the feeding rations. The composition of each concentrate feed was estimated on the basis of raw materials reported on the commercial label using the CPM-Dairy Ratio Analyzer Beta V3 software (Cornell-Penn-Miner, 2004).

## 2.3. On-farm emissions estimation

### *2.3.1. Emission estimation at farm level: detailed approach*

Methane ($CH_4$) emissions from livestock enteric fermentations were estimated using the equation proposed by Ellis et. al. (2007). For methane emissions from manure management the Tier 2 method suggested from IPCC (2006a) was adopted. Volatile solid excretion (VS) was assessed considering the gross energy (GE) of the diets (kj/kg DM), evaluated using the equation from Ewan (1989), and the digestibility of the feed (DE%), estimated using a calculation model developed for each type of forage and concentrate feed on the basis of the equation proposed by INRA (2007). The feed nutritional characteristics were obtained from the laboratory analyses. Animal N excretion was determined as proposed by the IPCC (2006a) Tier 2 method subtracting from the amount of nitrogen intake (on the basis of CP% of diet) the nitrogen retained for growing and excreted with milk. Nitrous oxide ($N_2O$) emissions from manure storages occurred in direct and indirect form and in both cases were estimated using the Tier 2 method from IPCC (2006a). Direct and indirect $N_2O$ losses from fertilizers application were respectively assessed following the Tier 2 and Tier 1 methods suggested from IPCC (2006b): the amount of nitrogen applied to the soils from synthetic fertilizers and from manure (slurry and solid) plus the nitrogen from crop residues were accounted in the estimation. Ammonia ($NH_3$) and nitrogen oxides emissions (NOx) that occur in animal housing,

manure storages and spreading were estimated following the Tier 2 method proposed by EAA (2009a,b) on the basis of the total amount of nitrogen excreted by the animals. The amount of nitrogen leached was determinated following the IPCC (2006b) model.

#### *2.3.2. Emission estimation at farm level: simplified approach*

Methane produced from enteric fermentation and emitted from manure storages was estimated following the Tier 1 method from IPCC (2006a). Tier 1 provides standard emission factors for each animal category for enteric $CH_4$. The emission factors for manure storage $CH_4$ represent range values in function of manure volatile solids content and manure management practices used in each region, separately for each animal category. Direct and indirect $N_2O$ emitted from storages were estimated on the basis of total nitrogen excreted from the animals which was calculated using the annual nitrogen country-specific excretion rates for each livestock category proposed by Tier 1 of IPCC (2006a); the whole fraction of managed manure nitrogen that volatilizes during manure storage was considered to be $NH_3$. Direct and indirect $N_2O$ emitted during crop production was estimated following Tier 1 of IPCC (2006b) and considering application of animal manure, of synthetic fertilizers and crop residues; all the nitrogen losses at field level due to volatilization of applied organic and synthetic N fertilizer were assumed to be $NH_3$. $NO_3$ leached was calculated as fraction of all N added in managed soils as proposed by IPCC (2006b).

#### *2.3.3. Other on-farm emissions*

$CO_2$ emissions from fuel combustion were estimated on the basis of fuel consumption by each farm. Emissions from livestock respiration and the variation in soil carbon stock were not taken into account. Considering $PO_4^{3-}$, emissions were calculated from the amount of phosphorus lost in dissolved form to surface water (run-off) and leached, as proposed by Nemecek and Kägi (2007).

### 2.4. Off-farm processes

Emissions related to off-farm activities were calculated using LCA software, SimaPro PhD 7.3.3 (Prè Consultants, 2012) and were modeled mainly using Ecoinvent (2007) and LCA food DK (2007) databases. The following processes were considered: the production chain of commercial feeds (from growing crop to feed factory processing), production of purchased forages and bedding materials, rearing of purchased replacing heifers, production of chemical fertilizers, pesticides, diesel and electricity used in the farms. Transportation was considered only for feed, bedding materials and purchased replacing animals.

### 2.5. Impact assessment

The environmental impact of each dairy farm was evaluated through a ‘‘cradle-to-farm-gate’’ LCA. The selected environmental impact categories were: global warming potential (GWP), acidification and eutrophication. To assess the impacts the EPD 1.03 (2008) method was used, updating with IPCC (2007) GWP conversion factors (100 year time horizon) and setting the value of $CO_2$ emission from land transformation to 0.

### 2.6. Statistical analysis

Principal Component Analysis (PCA, proc PRINCOMP; SAS, 2001) was used in order to study the relationships among environmental impacts, pollutant emissions and other variables used in the estimation models.

## 3. Results and discussion

The GWP, acidification and eutrophication potentials estimated for the production of 1 kg of FPCM with the simplified approach were 1.15±0.17 kg $CO_2$-eq., 16.2±3.90 kg $SO_2$-eq. and 7.38±1.58 kg $PO_4^{3-}$-eq. respectively while the results obtained with the detailed approach were 1.26±0.17 kg $CO_2$-eq., 15.1±3.29 kg $SO_2$-eq. and 7.30±1.37 kg $PO_4^{3-}$-eq. respectively. Generally the detailed approach gave higher GWP compared to simplified one (Figure 1) but lower acidification potentials (Figure 2); eutrophication potentials obtained from the two methods were not statistically different.

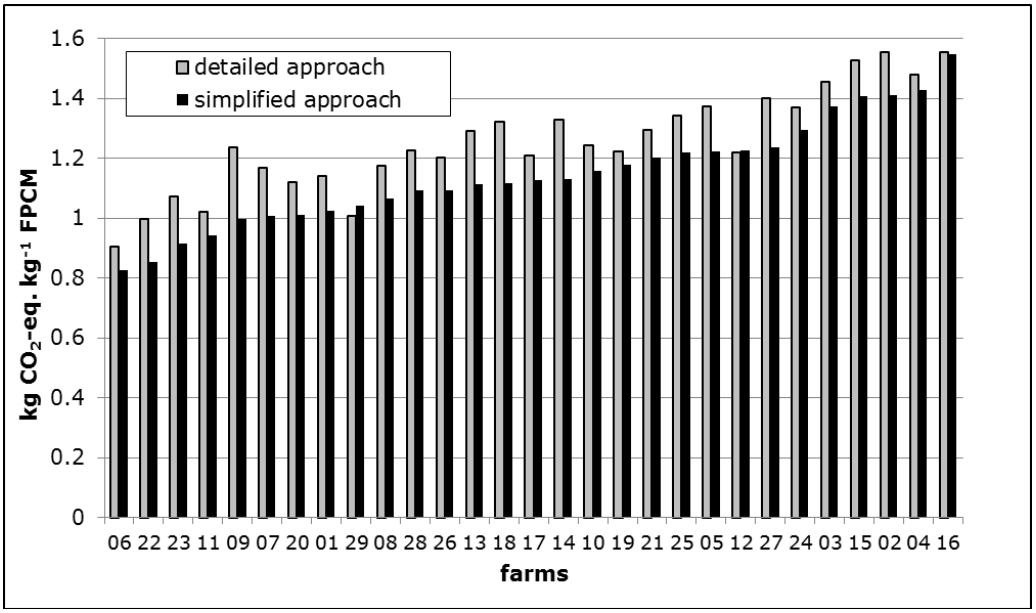



*Figure 1. Global warming potential estimated with the two approaches (simplified and detailed)*

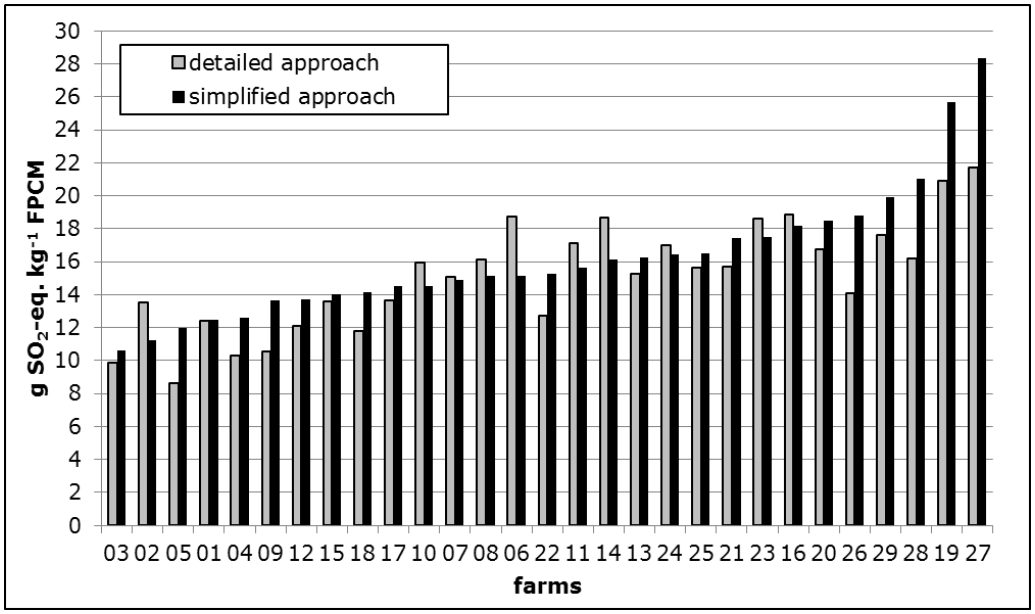



*Figure 2. Acidification potential estimated with the two approaches (simplified and detailed)*

Figure 3 illustrates how the contributions to impacts from the different compartments change depending on the estimation approach. Considering GWP, emissions from manure storages (emission storages) accounted for the 12.5±1.30% in the simplified approach and for 15.8±4.26% in the detailed approach which considered the different typologies of storage giving more precise estimation.

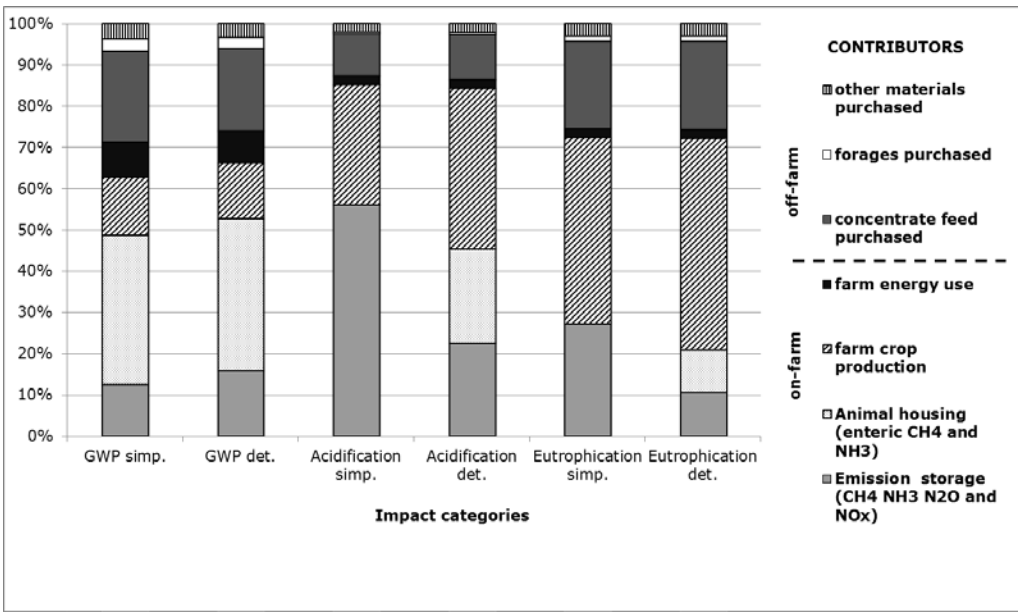



*Figure 3. Percentage contribution of inputs and activities on impact categories*

The difference between the two approaches in terms of enteric methane (animal housing) was less important (36.2±3.69% and 37.0±4.71% respectively); the standard emission factor proposed by Tier 1 (IPCC, 2006a) gave similar estimation compared to the more detailed approach. For both acidification and eutrophication potentials the simplified method underestimated the contribution of farm crop production. Regarding contributions to acidification and eutrophication from manure storages and animal housing the simplified method did not split between the two sources of emissions while the detailed approach allows to separate the two contributors. The contribution of the unique category "emission storages" calculated with the simplified method was higher compared to the sum of contributions of manure storages and animal housing calculated in the detailed approach.

Figure 4 shows the results obtained from the PCA performed considering GWP, methane emissions and some variables used in the estimation models. The first dimension explains 60.8% of the total variation while the second dimension explains 19.8%. Dry Matter Intake (DMI) is strongly related to the total amount of methane emitted (enteric and from manure storages). Even if in the detailed approach the $CH_4$ emissions were estimated on the basis of DMI and feed chemical composition while in the simplified approach fixed values of each animal category were used, the amounts of $CH_4$ calculated with the two methods were very similar; in fact they are close to each other in the right side of the graph.
Also the GW impact values obtained with the two approaches are close to each other in the upper-left side of the graph. Overall the simplified methods did not strongly affect the accuracy of the results, even if, as explained before, an over-estimation was observed. The relation among the type of storage (expressed as a percentage of livestock units (LU) housing within different manure management: solid manure, liquid storage and pit storage) the GWP values and the amounts of $CH_4$ emitted is less clear. Only the detailed approach considered the different systems of manure storages and contrary to expectations, this study did not find a relation between storage systems and total $CH_4$ emitted. A possible explanation may be that methane emitted from storage is only a part (21.9±8.05%) of total methane emission (while enteric emission accounted for 74.6±8.81%).

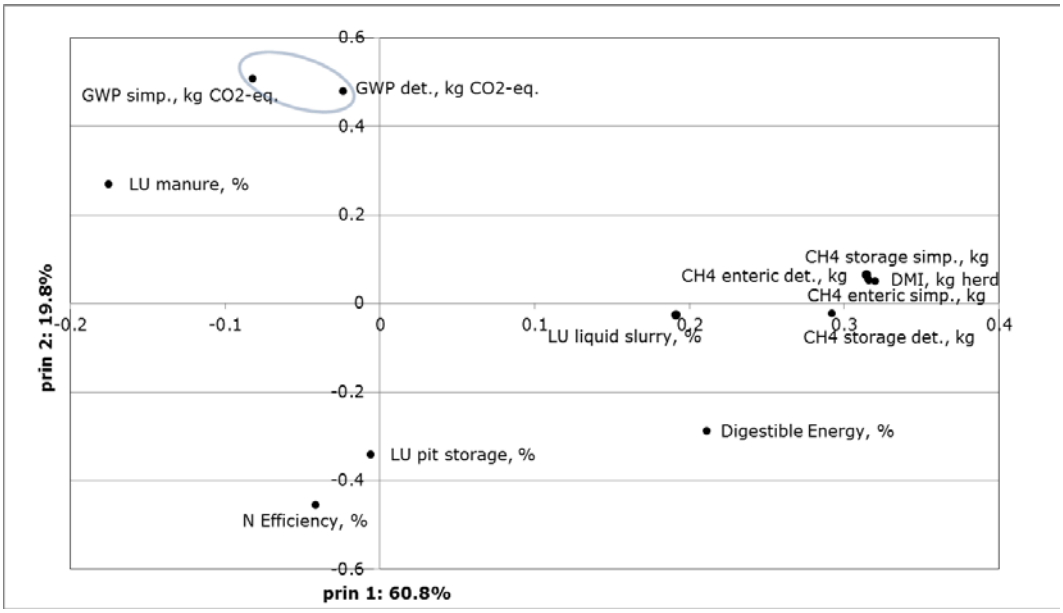



*Figure 4. Principal Component Analysis for Global Warming Potential of 1 kg FPCM obtained with the two approaches (simp: simplified – det: detailed)*

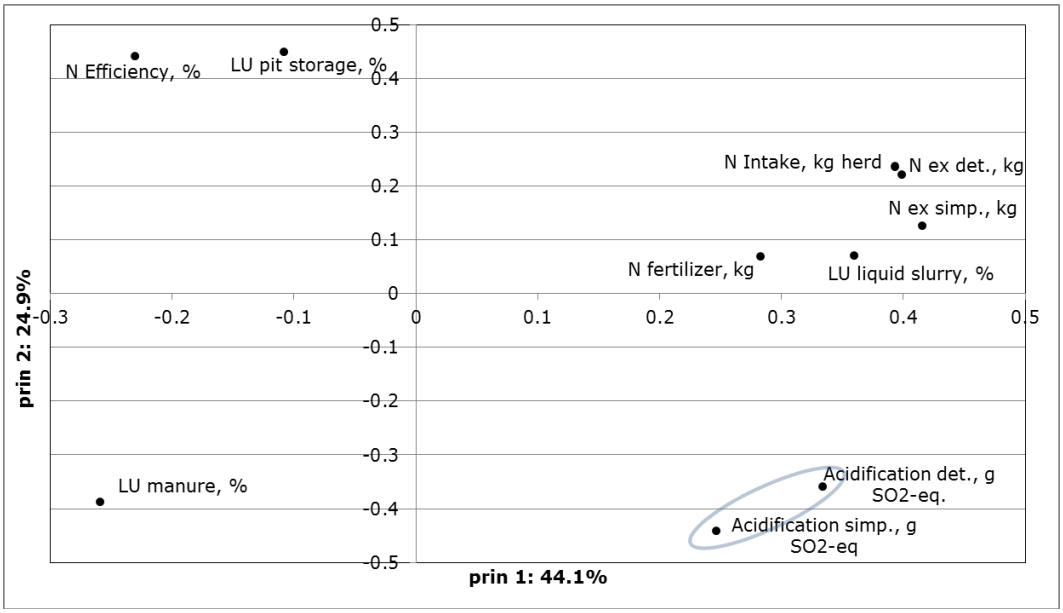



*Figure 5. Principal Component Analysis for Acidification Potential of 1 kg FPCM obtained with the two approaches (simp: simplified – det: detailed; N ex: N excreted)*

PCA in Figure 5 is related to acidification potential and confirms what observed for the GWP. The fixed value of N excretion proposed by the Tier 1 of IPCC (2006b) was very similar to N excretion estimated in the detailed approach using a complex model based on N balance of the animals. The two values of acidification potentials are very close to each other in the graph even if the simplified approach slightly over-estimated the impact compared to the detailed one.

## 4. Conclusions

The evidence from this study suggests that the simplified approach can be conveniently used for the evaluation of environmental impact of milk production without compromising the results. This approach can be particularly suitable when a large number of farms have to be studied (i.e. assessment on regional or national scale) or not enough detailed data are available. The adoption of simplified LCA methodologies could allow to save time and labor and to obtain quick and reliable results in comparing different production processes in known context. On the other hand the detailed LCA approaches are recommended for research purposes because they allow to obtain better accuracy in the evaluations and to analyze complex and unknown contexts. With the detailed approach it is possible to disaggregate the contributions to environmental impacts of all the steps of the production process and to identify the key parameters and the "environmental hot-spots" providing significant information useful to identify mitigation strategies. Essential precondition to correctly applying an analytical approach is the availability of detailed high quality data.

## 5. Acknowledgements

This research was supported by Plan for Research and Development, Region of Lombardy, Italy. Project "EULAT - Individuazione di modelli di aziende zootecniche per produzioni di eccellenza di latte e derivati". Project n.1726
The authors also thank Santangiolina Latte Fattorie Lombarde Società Agricola Cooperativa and the farmers involved in the study.

## 6. Bibliografy

Basset-Mens, C, Kelliher, FM, Ledgard, S, Cox, N, 2009. Uncertainty of global warming potential for milk production on a New Zealand farm and implications for decision making. Int J Life Cycle Assess. 14,630–638.

Cornell-Penn-Miner, 2004. CPM Dairy. Dairy cattle ration analyzer, version 3.0.6.

Ecoinvent, 2007. Ecoinvent Centre 2007, ecoinvent data v2.0 – Final reports ecoinvent 2000 No. 1-15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. In: SimaPro PhD 7.3.3/Database/Professional/Ecoinvent.

EEA, 2009a. EMEP/EEA - Air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories. 4.B Animal Husbandry and Manure Management GB2009 update June2010. http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/4-b/4-b-animal-husbandry-and-manure-management.pdf/view - visited in May 2012.

EEA, 2009b. EMEP/EEA - Air pollutant emission inventory guidebook 2009. Technical guidance to prepare national emission inventories. 4.D Crop production and agricultural soils. http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/4-d/4-d-crop-production-and-agricultural-soils.pdf/view - visited in May 2012.

Ellis, JL, Kebreab, E, Odongo, NE, McBride, BW, Okine, EK, France, J, 2007. Prediction of Methane Production from Dairy and Beef Cattle. J. Dairy Sci. 90, 3456-3466.

EPD, 2008. SimaPro 7.7.3 PhD, Database\Professional\Methods\EPD 1.03 version.

Ewan, RC, 1989. Predicting the energy utilization of diets and feed ingredients by pigs, In: Y. van der Honing and W.H. Close (Eds.) Energy Metabolism of farm animals, EAAP Publication No. 43. Pudoc, Wageningen pp. 215-218.

Flysjö, A, Cederberg, C, Henriksson, M, Ledgard, S. 2012. The interaction between milk and beef production and emissions from land use change e critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. J. Clean. Prod. 28, 134-142.

Flysjö, A, Henriksson, M, Cederberg, C, Ledgard, S, Englund, JE, 2011. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. Agr. Syst. 104, 459–469.

IDF, 2010. Bulletin of the IDF No 445/2010. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. International Dairy Federation, Brussels, Belgium (2010).

INRA, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins. Besoins des animaux – Valeurs des aliments. Tables Inra 2007. Éditions Quæ c/o Inra, RD 10, 78026 Versailles Cedex.

IPCC 2007. IPCC Fourth Assessment Report. Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html - Visited in June 2012

IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management 1-87 http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf - visited May 2012

IPCC, 2006b. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application 1-54
http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf- visited May 2012

LCA food DK, 2007. LCA Food Database. http://www.lcafood.dk/ - visited May 2012.

Nemecek, T, Kägi, T, 2007. Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems. Final Report Ecoinvent V2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH. In: SimaPro PhD 7.3.3/Database/Professional/Ecoinvent.

PRé Consultants, 2012. SimaPro 7.3.2 PhD, LCA software. Amersfoort. The Netherlands. www.pre.nl - visited May 2012.

SAS, 2001 SAS Inst. Inc., Cary, NC.

Teixeira, R, 2012. Land use change Assessing the optimum level of detail for secondary GHG emissions databases. In: Proceedings of the 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint-Malo, France, 1-4 Oct 2012, p.p. 188-192.

# Life Cycle Assessment come strumento di valutazione della sostenibilità nel settore agroalimentare: l'esperienza del Marchio Valfrutta

Adriana Del Borghi[1], Michela Gallo[1], Carlo Strazza[1], Pietro Crudele[2]
[1]CE.Si.S.P. (Centro per lo Sviluppo della Sostenibilità dei Prodotti) - Università degli Studi di Genova. Via all'Opera Pia 15 – 16145 Genova
[2] CONSERVE ITALIA SOC. COOP. AGRICOLA. Via Paolo Poggi, 11 – 40068 San Lazzaro di Savena (BO)
Email Coordinatore: adriana.delborghi@unige.it

## Abstract

*Il settore agroalimentare esercita sull'ambiente e sulle risorse naturali un impatto ambientale lungo le fasi della filiera, che può essere analizzato tramite l'utilizzo di metodologie scientifiche che valutino l'impatto dei prodotti lungo tutto il ciclo di vita, come Life Cycle Assessment (LCA). La ricerca effettuata si riferisce ad un caso studio relativo alla produzione di conserve di pomodoro a Marchio Valfrutta. I risultati preliminari ottenuti hanno mostrato come la produzione dei materiali di packaging, la coltivazione e la lavorazione del prodotto siano le fasi di processo in cui devono essere concentrati gli interventi di riduzione degli impatti. L'LCA supporta quindi processi decisionali sostenibili lungo la filiera agro-industriali e consente di comunicare informazioni ambientali attraverso la Dichiarazione Ambientale di Prodotto (EPD) orientando comportamenti di consumo di prodotti sostenibili.*

## 1. Introduzione

La Commissione Europea nel Settembre 2011 ha pubblicato una roadmap verso un'Europa efficiente nell'impiego delle risorse (European Commission 2011a) fissando per il 2050 una tabella di marcia con la proposta di una nuova linea d'azione in materia di efficienza delle risorse: il settore alimentare è indicato come una delle aree su cui concentrare i maggiori sforzi per raggiungere gli obiettivi di sosteniblità a livello Europeo. In base ai dati pubblicati su tale Comunicazione, la catena di valore dei prodotti alimentari e delle bevande nell'UE è infatti all'origine del 17% delle emissioni dirette di gas a effetto serra e del 28% dell'uso di risorse naturali. Un report del Comitato sulla Ricerca Agricola della Commissione Europea pubblicato nel Febbraio 2011 indica il sistema agro-alimentare come il settore chiave per raggiungere gli obiettivi comunitari relativi al consumo di risorse richiamando il concetto di consumo e produzione sostenibili (European Commission 2011b).

Questi richiami della Commissione sono stati recepiti dal comparto industriale del settore sia come un input alla eco progettazione, sia come un'opportunità commerciale legata alla comunicazione della sostenibilità ambientale dei prodotti alimentari e delle bevande valutata in termini di emissioni di gas serra, consumo idrico e km percorsi dai beni. Come tutti i processi industriali, i processi del settore agroalimentare infatti esercitano sull'ambiente e sulle risorse naturali un impatto lungo le fasi del ciclo di vita, dalla produzione, trasformazione, distribuzione fino al consumo di cibo e bevande e allo smaltimento a fine vita.

Per affrontare in maniera integrata le fasi di progettazione, sviluppo di processo e scelta di alternative nel settore alimentare ed agro-industriale è necessario utilizzare un approccio basato su metodologie scientifiche che valutino l'impatto dei prodotti lungo tutto il ciclo di vita, come Life Cycle Assessment (LCA) (Andersson 2000, Corson 2012, Hospido 2010, Parent 2011). L'LCA viene infatti identificato come un elemento chiave delle politiche comunitarie quali la politica integrata dei prodotti, IPP (European Commission 2003), il piano d'azione "Produzione e consumo sostenibili" e "Politica industriale sostenibile" (European Commission 2008).

L'LCA rappresenta quindi uno strumento chiave per supportare processi decisionali sostenibili lungo la filiera agro-industriale, per comunicare in maniera credibile i risultati ottenuti, ad esempio attraverso un'Etichetta di Tipo III come le Dichiarazioni Ambientali di Prodotto, EPD (Del Borghi 2013, Schau 2008) e per orientare comportamenti di consumo di prodotti sostenibili (Jungbluth 2000). La ricerca effettuata si riferisce ad un caso studio relativo all'applicazione della metodologia LCA alla produzione di tutti i prodotti a Marchio Valfrutta con lo scopo di identificare le fasi del ciclo di vita a maggior impatto ambientale e di comunicare i risultati ottenuti con un'EPD. Lo studio è stato condotto su quattro specifiche categorie di prodotto caratterizzanti del Marchio Valfrutta: conserve di pomodoro, conserve vegetali, frutta solida, bevande. Il presente articolo si propone di descrivere le scelte metodologiche effettuate e di presentare i risultati preliminari ottenuti relativamente alla categoria conserve di pomodoro.

## 2. Materiali e Metodi

Essendo lo scopo dello studio quello di comunicare i risultati ambientali ottenuti attraverso una EPD, le scelte metodologiche sono state effettuate in accordo con le General Programme Instructions (The International EPD Cooperation 2008) dell'International EPD® System e seguendo le indicazioni del PCR Basic Module CPC Division 21 (PCR Basic Module 2010). I prodotti analizzati nello studio corrispondono a tutti i prodotti a Marchio Valfrutta ed appartengono alle seguenti categorie: passata di giornata e vellutata in bottiglia di vetro, passata in brik Tetra Pak®, polpa in bottiglia vetro ed in barattolo di banda stagnata, pelati in barattolo banda stagnata. La funzione del sistema di prodotto è la produzione di conserve di pomodoro, di conserve vegetali, di frutta solida e di bevande destinate ad uso alimentare e distribuite alla Grande Distribuzione (80%) ed a grossisti (20%). L'unità funzionale è costituita da 1 kg di prodotto confezionato (il peso del packaging non è incluso in tale peso). Le fasi incluse nei confini del sistema sono riportate in Tabella 1. Ove necessario (stabilimenti multi prodotto), è stata effettuata un'allocazione in massa. I risultati preliminari riportati nel presente articolo si riferiscono alle sole fasi di Upstream e Core. Le categorie d'impatto ed i fattori di caratterizzazione usati sono riassunti nei "Supporting Annexes for Environmental Product Declarations, EPD" (The International EPD Cooperation 2008): Global Warming Potential (GWP100), Ozone Depletion Potential (ODP), Acidification Potential (POCP), Acidification Potential (AP), Eutrophication Potential (EP), consumo di risorse energetiche e materiali rinnovabili e non rinnovabili, consumo idrico, produzione di rifiuti.

| UPSTREAM | CORE | DOWNSTREAM |
|---|---|---|
| • Fase di coltivazione<br>• Produzione di ingredienti/additivi<br>• Produzione di fertilizzanti<br>• Produzione dei materiali di packaging<br>• Trasporto dal campo allo stabilimento produttivo | • Preparazione del prodotto finito da fresco o semilavorato<br>• Preparazione del semilavorato<br>• Confezionamento<br>• Stoccaggio | • Distribuzione del prodotto finito<br>• Stoccaggio<br>• Fine vita del packaging primario |

*Tabella 1. Confini del sistema*

# 3. Risultati e Discussione

## 3.1. Dati di Inventario

La raccolta dei dati di inventario relativi alle conserve di pomodoro Marchio Valfrutta ha riguardato 13 prodotti che si differenziano tra loro per formato, tipo di packaging, lavorazione della materia prima e stabilimento produttivo: 1- Passata di giornata in vetro 12x700g, 2- Passata vellutata cluster in vetro 4x3x350g, 3- Passata vellutata in vetro 6x700g, 4- Passata vellutata in vetro 12x700g, 5- Passata vellutata cluster in brik 8x3x200g, 6- Passata vellutata in brik 24x500g, 7- Passata vellutata in brik 12x1000g, 8- Polpa mini cubetti cluster in vetro 6x2x330g, 9- Polpa gran cubetti in barattolo 12x400g, 10- Polpa gran cubetti cluster in barattolo 2x4x3x400g, 11- Pelati di giornata in barattolo 12x400g, 12- Pelati di giornata cluster in barattolo 2x4x3x400g, 13- Pelati di giornata in barattolo 6x800g. I dati relativi alla composizione del prodotto, agli ingredienti, ai consumi energetici ed al packaging sono stati raccolti a partire dalle distinte base dei prodotti analizzati riferiti ad una singola confezione, intesa come unità di vendita. I dati primari relativi alla coltivazione del prodotto, alla sua lavorazione ed al suo confezionamento sono stati raccolti nelle aziende agricole e negli stabilimenti coinvolti nella produzione gestiti direttamente dalla società Conserve Italia: Pomposa (FE) Ravarino (MO), Albinia (GR) e Mesagne, (BR). Per la modellizzazione dell'elettricità utilizzata nei processi, si è utilizzato il mix specifico del fornitore per l'anno di riferimento: energia 100% da fonti rinnovabili proveniente da campi eolici della società Fortore Wind Srl (Marchio 100% Energia Verde). Per la produzione degli ingredienti, degli additivi, dei fertilizzanti, dei materiali di packaging, dei combustibili e dell'elettricità si sono utilizzati dati generici selezionati dal database Ecoinvent v2.2 (Ecoinvent Centre 2010) e dal database LCA food (Nielsen 2003). I dati sono stati raccolti per confezione e riferiti successivamente all'unità funzionale, ovvero ad 1 kg di prodotto confezionato.

## 3.2. Valutazione dell'Impatto

I dati raccolti nelle varie fasi del ciclo di vita sono stati modellizzati attraverso l'uso del software SimaPro 7.3.3 (Pré Consultants 2011). Sono stati valutati i potenziali impatti ambientali, i consumi di risorse, la produzione di rifiuti secondo le modalità previste dal Sistema Internazionale EPD® per tutti i prodotti identificati. Nelle tabelle e nella Figura seguenti sono riportati i risultati ottenuti per passata in vetro ed in brik Tetra Pak®, polpa in vetro ed in barattolo di banda stagnata, pelati in barattolo di banda stagnata riferiti ad 1 kg di prodotto confezionato nei diversi formati.

| Categoria d'impatto | Unità | 1- Passata giornata 12x700g | 2- Passata vellutata cluster 350g | 3- Passata vellutata 6x700g | 4- Passata vellutata 12x700g |
|---|---|---|---|---|---|
| GWP100 | kg $CO_2$ eq | 1,1292 | 1,7171 | 1,4097 | 1,3847 |
| ODP | kg CFC-11 eq | $1{,}2 \cdot 10^{-7}$ | $1{,}8 \cdot 10^{-7}$ | $1{,}7 \cdot 10^{-7}$ | $1{,}6 \cdot 10^{-7}$ |
| POCP | kg $C_2H_4$ eq | 0,0008 | 0,0012 | 0,0009 | 0,0008 |
| AP | kg $SO_2$ eq | 0,0073 | 0,0104 | 0,0069 | 0,0068 |
| EP | kg $PO_4^{3-}$ eq | 0,0020 | 0,0032 | 0,0029 | 0,0028 |
| Risorse energetiche | MJ eq | 17,5008 | 26,0824 | 21,5259 | 20,8828 |
| Risorse materiali | kg | 0,3092 | 0,4251 | 0,3388 | 0,3307 |
| Risorse energetiche rinn | MJ eq | 0,0032 | 0,0049 | 0,0045 | 0,0045 |
| Risorse materiali rinn | kg | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| Consumo idrico | kg | 11,0311 | 16,4566 | 15,4286 | 12,6419 |
| Produzione di rifiuti | kg | 0,0068 | 0,0230 | 0,0385 | 0,0240 |

*Tabella 2. Risultati relativi ad 1 kg di passata in vetro*

| Categoria d'impatto | Unità | 5- Passata vellutata cluster 200g | 6- Passata vellutata 24x500g | 7- Passata vellutata 12x1000g |
|---|---|---|---|---|
| GWP100 | kg $CO_2$ eq | 0,9598 | 0,9794 | 1,0035 |
| ODP | kg CFC-11 eq | $3{,}3 \cdot 10^{-7}$ | $3{,}0 \cdot 10^{-7}$ | $3{,}0 \cdot 10^{-7}$ |
| POCP | kg $C_2H_4$ eq | 0,0005 | 0,0004 | 0,0004 |
| AP | kg $SO_2$ eq | 0,0015 | 0,0015 | 0,0015 |
| EP | kg $PO_4^{3-}$ eq | 0,0025 | 0,0025 | 0,0025 |
| Risorse energetiche | MJ eq | 14,0762 | 14,2450 | 14,6715 |
| Risorse materiali | kg | 0,1128 | 0,1003 | 0,1012 |
| Risorse energetiche rinn | MJ eq | 0,0042 | 0,0042 | 0,0043 |
| Risorse materiali rinn | kg | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| Consumo idrico | kg | 8,6123 | 8,0415 | 8,2167 |
| Produzione di rifiuti | kg | 0,0392 | 0,0392 | 0,0400 |

*Tabella 3. Risultati relativi ad 1 kg di passata in brik TetraPak®*

| Categoria d'impatto | Unità | 8- Polpa mini cubetti cluster 330g | 9- Polpa gran cubetti 12x400g | 10- Polpa gran cubetti cluster 400g |
|---|---|---|---|---|
| GWP100 | kg $CO_2$ eq | 1,7692 | 2,6716 | 2,6704 |
| ODP | kg CFC-11 eq | $2{,}0 \cdot 10^{-7}$ | $2{,}1 \cdot 10^{-7}$ | $2{,}1 \cdot 10^{-7}$ |
| POCP | kg $C_2H_4$ eq | 0,0014 | 0,0045 | 0,0045 |
| AP | kg $SO_2$ eq | 0,0130 | 0,0488 | 0,0488 |
| EP | kg $PO_4^{3-}$ eq | 0,0032 | 0,0050 | 0,0050 |
| Risorse energetiche | MJ eq | 27,9940 | 45,0832 | 45,0054 |
| Risorse materiali | kg | 0,4533 | 0,2683 | 0,2633 |
| Risorse energetiche rinn | MJ eq | 0,0048 | 0,0063 | 0,0063 |
| Risorse materiali rinn | kg | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| Consumo idrico | kg | 19,0071 | 60,6173 | 60,5796 |
| Produzione di rifiuti | kg | 0,0424 | 0,0321 | 0,0321 |

*Tabella 4. Risultati relativi ad 1 kg di polpa*

| Categoria d'impatto | Unità | 11- Pelati di giornata 12x400g | 12- Pelati di giornata cluster 400g | 13- Pelati di giornata 6x800g |
|---|---|---|---|---|
| GWP100 | kg $CO_2$ eq | 2,7269 | 2,6731 | 2,4049 |
| ODP | kg CFC-11 eq | $1{,}9 \cdot 10^{-7}$ | $1{,}9 \cdot 10^{-7}$ | $1{,}7 \cdot 10^{-7}$ |
| POCP | kg $C_2H_4$ eq | 0,0048 | 0,0046 | 0,0041 |
| AP | kg $SO_2$ eq | 0,0521 | 0,0505 | 0,0438 |
| EP | kg $PO_4^{3-}$ eq | 0,0048 | 0,0047 | 0,0044 |
| Risorse energetiche | MJ eq | 45,7512 | 44,6961 | 39,8783 |
| Risorse materiali | kg | 0,2644 | 0,2556 | 0,2308 |
| Risorse energetiche rinn | MJ eq | 0,0059 | 0,0058 | 0,0057 |
| Risorse materiali rinn | kg | 0,0000 | 0,0000 | 0,0000 |
| Consumo idrico | kg | 59,0184 | 57,6267 | 49,4747 |
| Produzione di rifiuti | kg | 0,0055 | 0,0055 | 0,0060 |

*Tabella 5. Risultati relativi ad 1 kg di pelati*

I risultati ottenuti hanno consentito di effettuare un confronto delle diverse lavorazioni del pomodoro e dei diversi tipi di packaging e di identificare i processi a maggior impatto ambientale lungo tutta la filiera. Il confronto tra la passata di giornata (1) e la passata vellutata (4) confezionati in bottiglia di vetro da 700g in confezione da 12 pezzi ha permesso di valutare l'impatto della fase di rilavorazione effettuato per ottenere la passata vellutata rispetto alla produzione di passata di giornata. I maggiori impatti in termini di consumo energetico per la conservazione e la rilavorazione comportano un aumento del GWP del 23%, delle risorse energetiche del 20% e del consumo idrico del 14%. La passata di giornata è prodotta solo nello stabilimento di Albinia, mentre la passata vellutata è prodotta per il 50% nello stabilimento di Pomposa. Il confronto tra polpa (8) e la passata vellutata (2) confezionati in cluster di vetro da 330g e 350g in confezione da 12 pezzi evidenzia come i due prodotti presentino impatti comparabili. I maggiori impatti della polpa per le categorie d'impatto POCP (+19%) ed AP (+26%) e per il consumo idrico (+15%), sono da ricondursi alla maggior dimensione del coperchio in banda stagnata per tale prodotto. I due prodotti sono lavorati nello stabilimento di Ravarino a meno di un 65% di passata vellutata prodotta ad Albinia. La polpa (9) ed i pelati di giornata (11) confezionati in barattolo di banda stagnata da 400g in confezione da 12 pezzi presentano impatti comparabili anche se tutti i pelati sono lavorati nello stabilimento di Mesagne che utilizza olio combustibile rispetto al Gas Naturale impiegato a Pomposa per la produzione della polpa. Per confrontare i diversi tipi di packaging appare utile riportare i risultati in forma grafica. La Figura 1 rappresenta i risultati relativi al GWP riferiti ad 1 kg di prodotto confezionato nei diversi formati. Le altre categorie d'impatto presentano andamenti similari, quindi l'interpretazione dei risultati sarà effettuata esclusivamente in termini di potenziale di emissione di gas serra.

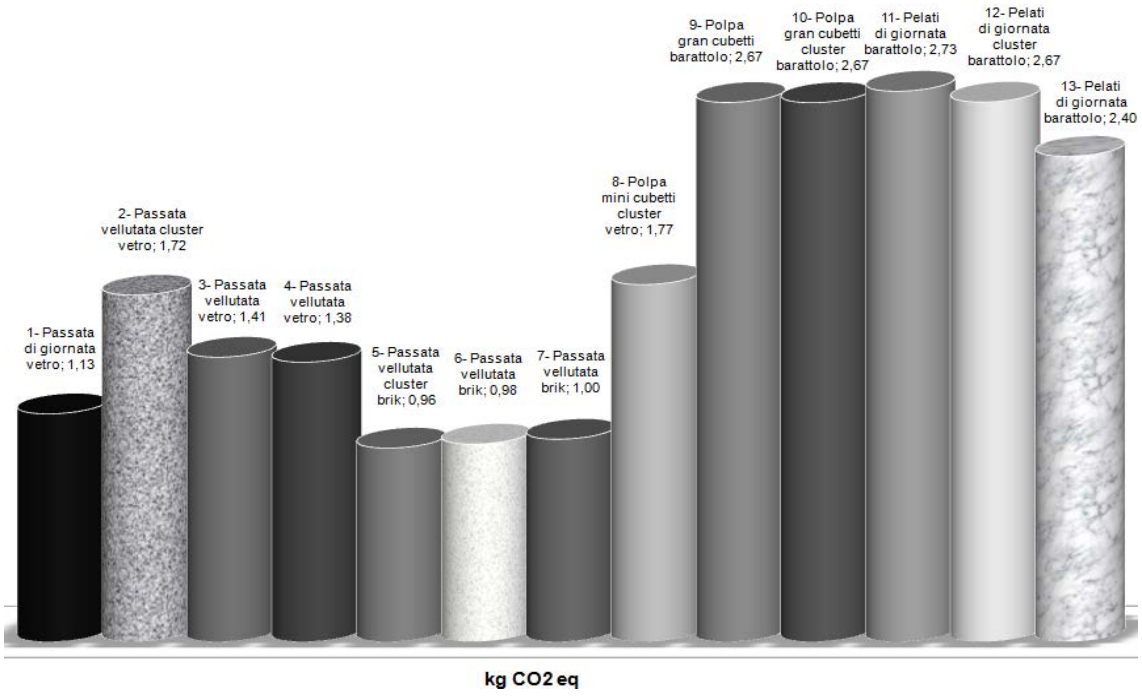

1- Passata di giornata vetro; 1,13
2- Passata vellutata cluster vetro; 1,72
3- Passata vellutata vetro; 1,41
4- Passata vellutata vetro; 1,38
5- Passata vellutata cluster brik; 0,96
6- Passata vellutata brik; 0,98
7- Passata vellutata brik; 1,00
8- Polpa mini cubetti cluster vetro; 1,77
9- Polpa gran cubetti barattolo; 2,67
10- Polpa gran cubetti cluster barattolo; 2,67
11- Pelati di giornata barattolo; 2,73
12- Pelati di giornata cluster barattolo; 2,67
13- Pelati di giornata barattolo; 2,40
kg CO2 eq

*Figura 1. GWP riferito ad 1 kg di prodotto confezionato nei diversi formati*

Dal punto di vista del packaging, il materiale meno impattante risulta il poliaccoppiato utilizzato nei brik, mentre il barattolo in banda stagnata presenta impatti quasi doppi rispetto al vetro e quasi tripli rispetto al brik. Questo vale sia per i prodotti (9) e (10) lavorati a Pomposa, dove viene utilizzato Gas Naturale, che per i prodotti (11), (12) e (13) lavorati a Mesagne, dove viene utilizzato Olio Combustibile per i trattamenti termici. Come facilmente prevedibile, formati di packaging più piccoli comportano un impatto superiore per kg di prodotto.

Lo studio effettuato ha permesso di quantificare questo incremento che risulta ovviamente più significativo per i prodotti imballati in materiali più impattanti come il vetro e la banda stagnata. Relativamente alle fasi del processo, la modellizzazione è stata effettuata quantificando l'impatto separatamente per le fasi di coltivazione del pomodoro nelle aziende agricole, di lavorazione del prodotto negli stabilimenti produttivi e di produzione dei materiali di packaging utilizzati per il confezionamento dei vari prodotti. Questo ha consentito di identificare le fasi del ciclo di vita maggiormente impattanti in ottica di un'ottimizzazione di processo che preveda l'identificazione di azioni per la riduzione degli impatti. La ripartizione degli impatti tra le varie fasi è risultata strettamente legata al materiale di packaging. I prodotti in vetro sono quelli che hanno mostrato la maggiore variabilità in termini di contributo delle varie fasi. Per i prodotti confezionati in bottiglie di vetro (prodotti da (1) a (4) e prodotto (8)) il contributo della coltivazione al GWP è risultato del 31-40%, quello del vetro del 30-35%, quello del tappo del 7-17% e quello delle lavorazioni in stabilimento del 15- 20%. Per i prodotti confezionati in brik di poliaccoppiato (prodotti da 5 a 7) il contributo della coltivazione è risultato del 56-58%, quello del brik del 4-6% e quello delle lavorazioni in stabilimento del 28- 31%. Per i prodotti confezionati in barattolo di banda stagnata (prodotti da (9) a (13)) il peso della coltivazione è risultato del 15-18%, quello del barattolo del 71-75% e quello delle lavorazioni in stabilimento del 7 - 11%.

## 4. Conclusioni

L'applicazione della metodologia LCA al settore agroalimentare relativamente alla produzione di conserve di pomodoro a Marchio Valfrutta ha consentito di valutare i potenziali impatti ambientali del processo lungo le varie fasi della filiera in un ottica di ottimizzazione di processo e di comunicazione credibile di informazioni ambientali. Relativamente ai risultati ottenuti, per tutti i formati in vetro e banda stagnata la produzione dei materiali di packaging è risultata una delle fasi più significative in termini di emissioni di gas serra: considerando la categoria d'impatto GWP, il contributo della produzione della bottiglia di vetro raggiunge il 35%, mentre la produzione del barattolo in banda stagnata il 75%. Per questi prodotti, un'ottimizzazione di processo dovrà riguardare quindi prevalentemente il materiale utilizzato per il packaging prevedendo ad esempio l'utilizzo di materia prima riciclata. Il brik di poliaccoppiato contribuisce al GWP in media solo per il 5%. Per i prodotti caratterizzati da questo tipo di imballo sarà la fase di coltivazione che dovrà essere interessata da interventi di riduzione delle emissioni sia dirette che indirette. Le lavorazioni in stabilimento contribuiscono in media dal 7 al 30% alle emissioni di gas serra, a seconda del tipo di confezionamento del prodotto. Per queste fasi, gli interventi di miglioramento dovranno riguardare principalmente le emissioni dirette dall'uso di combustibile. Possibili misure potranno riguardare fuel switch verso combustibili a minor contenuto di carbonio, recupero energetico da scarti di produzione, utilizzo di impianti ad alta efficienza energetica. Già l'utilizzo di energia 100% da fonti rinnovabili consente di minimizzare gli impatti del consumo energetico da rete. Nell'interpretazione dei risultati, è opportuno ricordare che lo studio è influenzato dalla momentanea esclusione dall'analisi dei trasporti e del fine vita del packaging. È quindi necessario verificare nuovamente i risultati a seguito del completamento dell'analisi.

Lo studio effettuato sulle conserve di pomodoro ed attualmente in corso per altri prodotti a Marchio Valfrutta, ha mostrato come gli sforzi congiunti di agricoltori ed operatori dell'industria alimentare relativi all'impiego di tecniche di produzione che fanno un uso efficiente delle risorse debbano essere affiancati da scelte alimentari sostenibili da parte dei consumatori che, congiuntamente ad un minore spreco di alimenti, possono contribuire ad aumentare l'efficienza delle risorse e la sicurezza alimentare a livello globale.

# 5. Bibliografia


Andersson, A 2000 ‘LCA of food products and production systems’ The International Journal of Life Cycle Assessment Volume 5, Issue 4, pp 239-248.

Corson, MS, van der Werf, HMG (Eds.) 2012 ‘Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012)’ 1-4 October 2012, Saint Malo, France. INRA, Rennes, France.

Del Borghi, A 2013 ‘LCA and communication: Environmental Product Declaration’ The International Journal of Life Cycle Assessment Volume 18, Issue 2, pp 293-295.

Ecoinvent Centre, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2010 ‘Ecoinvent data v2.2’ <http://www.ecoinvent.org>.

Hospido, A, Davis, J, Berlin, J, Sonesson, U 2010 ‘A review of methodological issues affecting LCA of novel food products’ The International Journal of Life Cycle Assessment Volume 15, Issue 1, pp 44-52.

European Commission 2003 ‘Integrated Product Policy - Building on Environmental Life-Cycle Thinking’ COM/2003/302.

European Commission 2008 ‘Sustainable Consumption and Production and Sustainable Industrial Policy Action Plan’ COM(2008)397.

European Commission 2011a ‘Roadmap to a Resource Efficient Europe’ COM(2011)571.

European Commission 2011b – Standing Committee on Agricultural Research (SCAR) The 3rd SCAR Foresight Exercise ‘Sustainable food consumption and production in a resource-constrained world’.

Jungbluth, N, Tietje, O, Scholz, RW 2000 ‘Food purchases: Impacts from the consumers’ point of view investigated with a modular LCA’ The International Journal of Life Cycle Assessment Volume 5, Issue 3, pp 134-142.

Nielsen, PH, Nielsen, AM, Weidema, BP, Dalgaard, R, Halberg, N 2003 ‘LCA food data base’ <http://www.lcafood.dk>.

Parent, G, Lavallée, S 2011 ‘LCA Potentials and Limits Within a Sustainable Agri-food Statutory Framework’ Global Food Insecurity, Springer Netherlands pp 161-171.

PCR Basic Module 2010 ‘CPC Division 21 - Meat, fish, fruit, vegetables, oils and fats’ <http://www.environdec.com >.

Pré Consultants, 2011 ‘SimaPro 7.3.3’ http://www.pre-sustainability.com/.

Schau, EM, Fet, AM 2008 ‘LCA studies of food products as background for environmental product declarations’ The International Journal of Life Cycle Assessment Volume 13, Issue 3, pp 255-264.

The International EPD Cooperation 2008 ‘General Programme Instructions for Environmental Product Declarations, EPD’ <http://www.environdec.com >.

# La variabilità dei dati nella LCA della produzione olivicola

Bruno Notarnicola, Giuseppe Tassielli, Pietro Alexander Renzulli
Dipartimento Jonico in Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo – società, ambiente, culture –
Università degli studi di Bari Aldo Moro
Email Coordinatore: giuseppe.tassielli@uniba.it

## Abstract

*Il presente lavoro ha l'obiettivo di studiare la variabilità dei risultati della LCA relativa alla coltivazione di olive per olio, analizzando la fase agricola realizzata in 63 aziende dell'area nord-barese in Puglia. I risultati mostrano una variabilità enorme nelle modalità di gestione dell'uliveto con pratiche agronomiche molto diverse da produttore a produttore, anche nello stesso areale, che si riflettono sulla variabilità sia dei risultati di inventario che di quelli ambientali. Fra i fattori che potrebbero incidere maggiormente sui risultati, la diversa produttività per ettaro non sembra giustificare tutte le situazioni.*

## 1. Introduzione

Gli ultimi anni hanno visto un crescente interesse verso l'applicazione della metodologia di Life Cycle Assessment (LCA) ai prodotti del settore agro-alimentare, con studi relativi ai molteplici aspetti e specificità della LCA agro-alimentare e applicazioni a varie tipologie di prodotti. Fra i vari prodotti tipici della cultura mediterranea una particolare rilevanza è riconosciuta alla produzione di olio di oliva. L'Italia presenta una produzione nazionale stimata dall'ISMEA per la campagna 2012/13 in 4,8 milioni di quintali dei quali il 34% viene prodotto in Puglia. Per quanto riguarda la coltivazione dell'olivo, secondo il censimento dell'agricoltura dell'ISTAT, la Puglia rappresenta la prima regione italiana con 352.567 ha coltivati nel 2010 (33% del totale nazionale) e una produzione di olive per olio di 10.053.610 quintali (33% del totale nazionale). Vari studi di LCA sono stati effettuati sulla filiera olivicolo-olearia; nella maggior parte dei casi si tratta di LCA di prodotto *from-cradle-to-gate* anche accompagnate da valutazioni derivanti dall'applicazione di altri strumenti quali il Life Cycle Costing (Avraamides e Fatta, 2008; Nicoletti et al. 2001; Notarnicola et al., 2004; Salomone e Ioppolo, 2012). Altri studi si riferiscono invece a singole fasi della filiera (De Gennaro et al., 2012) o alla valorizzazione dei reflui (De Gennaro et al. 2005; Notarnicola et al., 2012; Russo et al., 2008). Ciò che emerge da questi studi e anche da una review (Salomone et al., 2010) è che nella maggior parte dei casi la fase più impattante di una LCA dell'olio di oliva risulta la fase agricola per l'impiego di fertilizzanti e fitofarmaci e per i consumi di carburante nelle varie operazioni agricole. Tutti gli studi citati si riferiscono ad esperienze effettuate presso singole realtà aziendali o agricole, mostrando anche dati e risultati completamente divergenti. Si rende pertanto necessario approfondire lo studio della fase agricola della LCA dell'olio di oliva per verificare come le diverse pratiche agricole possano influire sul profilo ambientale del prodotto.

Obiettivo del presente lavoro è quello di studiare la variabilità dei dati relativi alla coltivazione di olive per olio attraverso l'impiego dello strumento di LCA. L'area oggetto di studio è quella del Nord-barese, fra le province di Bari e di Barletta-Andria-Trani (BAT), particolarmente vocata alla produzione olivicola. Sono stati raccolti i dati da 63 produttori di questa zona in modo da avere un quadro abbastanza rappresentativo dello stato attuale delle pratiche agricole adottate nella zona in esame. La Tabella 1 riporta la suddivisione per classi dimensionali delle aziende esaminate e delle aziende presenti nella zona interessata, insieme alla percentuale campionata; le classi impiegate sono analoghe a quelle utilizzate dall'Istat nel censimento dell'agricoltura del 2010.

Si tratta dello 0,3% delle aziende presenti in provincia, appartenenti a diverse classi dimensionali, che rappresentano il 2,2% della superficie olivetata. Le tipologie di conduzione dell'oliveto e le caratteristiche degli oliveti stessi sono molto differenti e rappresentative della situazione della zona: vi sono oliveti intensivi e non, oliveti dotati di impianti irrigui e non, aziende che praticano l'agricoltura biologica ed altre che praticano la lotta integrata.

| classi aziende x estensione (ha) | n. aziende esaminate | ha aziende esaminate | n. aziende BAT* | ha aziende BAT* | % n. aziende | % ha |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0-1 | 1 | 0,72 | 7800 | 3894 | 0,0% | 0,0% |
| 1-2 | 5 | 7,31 | 4049 | 4323 | 0,1% | 0,2% |
| 2-3 | 6 | 14,47 | 1839 | 3021 | 0,3% | 0,5% |
| 3-5 | 14 | 51,51 | 1660 | 3731 | 0,8% | 1,4% |
| 5-10 | 12 | 86,71 | 1486 | 5262 | 0,8% | 1,6% |
| 10-20 | 18 | 246,66 | 788 | 5219 | 2,3% | 4,7% |
| 20-30 | 3 | 79,88 | 254 | 2497 | 1,2% | 3,2% |
| 30-50 | 1 | 30,84 | 191 | 2682 | 0,5% | 1,1% |
| 50-100 | 3 | 242,54 | 116 | 2631 | 2,6% | 9,2% |
| >100 | 0 | 0 | 51 | 1634 | 0,0% | 0,0% |
| Totale | 63 | 760,64 | 18234 | 34894 | 0,3% | 2,2% |

*Tabella 1. Classi dimensionali delle aziende esaminate e relativa superficie*
**Fonte: Istat – Censimento agricoltura 2010*

## 2. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

L'obiettivo del presente studio di LCA è quello di valutare il carico ambientale della fase agricola della produzione di olive per olio, focalizzando l'attenzione in particolar modo sulla variabilità dei dati delle diverse pratiche agricole. Obiettivo finale è quello di identificare le fasi critiche dei vari sistemi ed i fattori che maggiormente incidono sulla variabilità.

L'unità funzionale scelta, sulla base della quale verranno effettuate le varie comparazioni, è una quantità di olive pari ad 1 kg impiegata per la produzione di olio di oliva extra-vergine. Il sistema oggetto di studio comprende le attività di campagna (coltivazione, raccolta, trasporto al frantoio). Si considera il ciclo di vita completo dell'oliveto escludendo dal sistema la LCA dei beni capitali quali i mezzi di allestimento dell'oliveto - che per impianti intensivi con elevato impiego di strutture di sostegno, come nel caso dei frutteti, possono avere una loro rilevanza (Cerutti et al., 2010) - i mezzi di produzione (trattori, atomizzatori ecc.) e le infrastrutture edili. In particolare le fasi analizzate sono: operazioni per la trasformazione dell'uso della terra; produzione delle olive; produzione degli input usati, come ad esempio fertilizzanti e fitosanitari; gestione dei prodotti di scarto; uso della legna come sottoprodotto della potatura di rinnovo (i residui di potatura vengono trinciati e sparsi sul terreno mentre la legna viene recuperata per essere impiegata come combustibile; il carico ambientale è stato tuttavia attribuito interamente alla produzione in esame); trasporto esterno degli input ai siti produttivi; estrazione e utilizzo idrico; materiali ausiliari per la raccolta; produzione di energia (combustibili ed elettricità); trasporto delle olive verso gli impianti di estrazione. I dati dello studio di LCA si riferiscono alla campagna produttiva 2011/2012 e sono stati raccolti tramite questionari e interviste ai produttori agricoli verificate sulla base delle registrazioni aziendali anche di natura fiscale e validati mediante prove di campo sperimentali per le principali operazioni colturali svolte (lavorazioni del terreno, trattamenti antiparassitari, irrigazione). I dati delle attività indirette (background), al contrario, sono stati desunti dalla letteratura e dalle banche dati dei software di LCA.

La metodologia di impatto considerata è quella prevista dal metodo CML 2000, che utilizza l'approccio del "problem-oriented method". Le categorie di impatto considerate sono: riduzione delle risorse abiotiche (ADP), effetto serra (GWP), diminuzione dello strato di ozono (ODP), acidificazione (AP), tossicità umana (HTP), eco-tossicità delle acque sotterranee e marine (FAETP, MAETP), eco-tossicità terrestre (TETP), formazione di ossidanti fotochimica (POCP), eutrofizzazione (NP). I fattori di caratterizzazione impiegati sono quelli previsti dalla metodologia, con aggiornamento al 2010. Per la normalizzazione sono stati considerati i fattori previsti su scala europea. Per la fase di weighting sono stati considerati fattori di peso uguali. Sono stati considerati anche indicatori ambientali a livello di inventario quali consumo di acqua, land use, consumo di energia rinnovabile e non, consumo di materiali rinnovabili e non.

## 3. Analisi di inventario

Le Figure 1-4 mostrano le diverse caratteristiche delle colture esaminate, illustrando in ordine decrescente le varie intensità produttive, le produttività per singola pianta di olivo, le produttività per ettaro, nonché il rapporto fra intensità produttiva e produttività della singola pianta. Proprio la Figura 4 dimostra che non vi è una correlazione certa fra le due variabili esaminate e che si possono riscontrare situazioni ampiamente variabili da caso a caso. Per ciascuna azienda si è costruito l'inventario della produzione di olive riferito all'unità funzionale. Per far ciò, in particolar modo sono state fatte varie ipotesi sulla produzione e uso di fertilizzanti e fitofarmaci che vengono si seguito specificate. I fertilizzanti impiegati sono sia di origine inorganica che organica. Per ciascun fertilizzante si è considerato il titolo in termini di N totale, $P_2O_5$ e $K_2O$. I fertilizzanti impiegati sono solfato ammonico, un fertilizzante triplo NPK e un concime organico del tipo compost. Per la valutazione del carico ambientale della fase di produzione del solfato ammonico, il titolo utilizzato è del 20% di N.

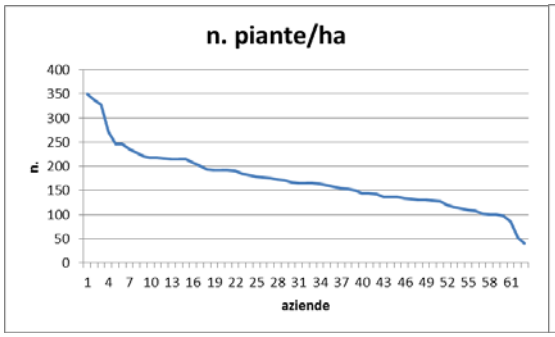



*Figura 1. Intensità produttiva delle aziende*

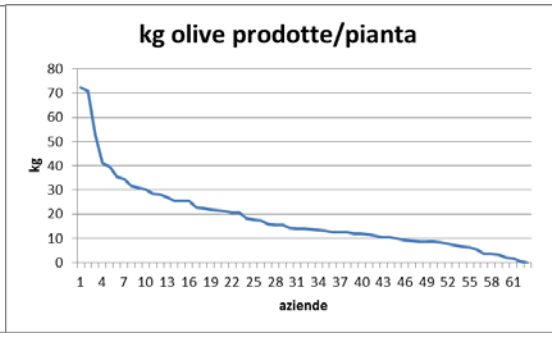



*Figura 2. Produttività delle piante di olivo nelle varie aziende*

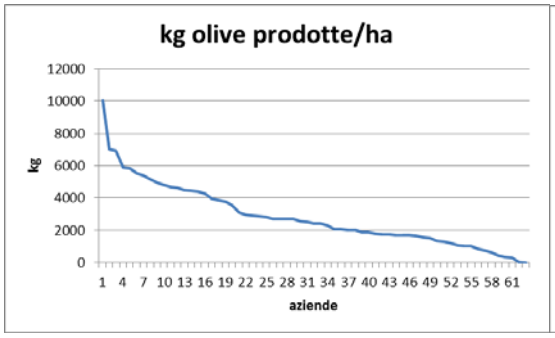



*Figura 3. Produttività per ha*

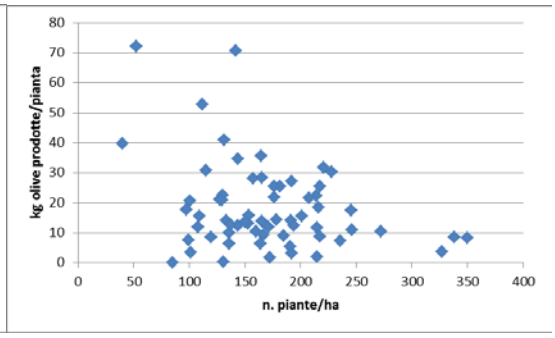



*Figura 4. Rapporto intensità produttiva/produttività delle piante*

Per i fertilizzanti tripli si è seguito un approccio similare a quello usato dal database Ecoinvent o dal database LCA Food DK; di ciascun fertilizzante vengono considerati i quantitativi in termini di azoto, fosforo e potassio. A ciascuna di queste sostanze viene associata la produzione di un tipico fertilizzante azotato, fosfatico o potassico. Per la valutazione del carico ambientale del compost in fase di produzione si è considerato un compost costituito dal 65% di sostanza secca e con un contenuto di N pari a 1,2 kg/t di prodotto tal quale (dati primari).

Per quanto riguarda le emissioni derivanti dall'uso dei fertilizzanti, le emissioni di $NH_3$, $N_2O$, $NO_3$- in aria e nitrati e fosfati in acqua sono state stimate seguendo (ECETOC, 1994; Brentrup et al. 2000; IPCC, 2007).
In particolare le emissioni di $NH_3$ in aria derivanti dall'uso di solfato d'ammonio sono stimate nel 10% di N; quelle da fertilizzante NPK ammontano al 2% di N; quelle del compost al 10% di N (ECETOC, 1994; Brentrup et al., 2000).
Le emissioni di $N_2O$ in aria provenienti da qualunque fonte sono valutate secondo la formula proposta da Bouwman (1995).
Per la stima dei nitrati che percolano nelle acque è stato seguito il modello di Brentrup che considera il bilancio di azoto nel campo, alcuni parametri del suolo, la capacità di assorbire acqua nella zona radicale, alcuni parametri meteo-climatici della zona di coltura (Brentrup et al., 2000).
Per i fitofarmaci i dati quantitativi sono stati ricavati dai quaderni di campagna degli agricoltori mentre le informazioni relative ai prodotti commerciali e ai principi attivi che li compongono sono state estrapolate dalle schede di sicurezza relative, fornite dalle aziende produttrici.
I processi relativi alla produzione di fitofarmaci sono stati presi in parte direttamente dalla banca dati Ecoinvent ed in parte ricavati dalla letteratura scientifica, in particolar modo dalla Enciclopedia chimica Ulmann's, e ricondotti a processi presenti sempre nella banca dati Ecoinvent. I principi attivi sono stati classificati in base alle famiglie di composti chimici organici di appartenenza (es. il principio attivo dimetoato appartiene alla famiglia degli organofosfati) e ad essi è stato associato l'inventario della famiglia seguendo le indicazioni di Green (1987) e Margni et al. (2002).
In seguito sono state stimate le possibili emissioni di principi attivi nei vari comparti ambientali, modellizzando la dispersione degli stessi impiegando le ipotesi di Margni et al. (2002) che valutano le emissioni in aria, suolo e su pianta rispettivamente del 10%, 85% e 5%. Per i pesticidi non organici ma a base di metalli si è valutata una emissione al suolo del 2% del metallo contenuto come principio attivo (Margni et al., 2002).

Sulla base dei dati raccolti è stato possibile costruire la tabella di inventario. La Tabella 2 mostra l'inventario delle operazioni agricole delle aziende esaminate; sono riportati i valori minimo, massimo e medio registrati presso le singole realtà produttive, nonché la deviazione standard ed il coefficiente di variabilità (CV). Come si può evincere, esiste una forte variabilità in ciascun singolo dato di input o di output con un CV che va dal 42% per l'uso di gasolio nelle operazioni agricole al 787% per l'uso di diserbanti.
Si evidenzia, quindi, una estrema variabilità delle pratiche colturali così come pure la presenza di uliveti ad un differente stadio del proprio ciclo di vita; basti pensare che alcuni oliveti sono di nuovo impianto e non ancora produttivi (quindi con dati di raccolta pari a 0), altri in fase di accrescimento (con produttività per ha molto basse).

Partendo dai dati fin qui raccolti e desunti, si passa alla redazione dell'inventario ambientale del ciclo di vita delle olive per olio. L'esame dell'inventario dei sistemi in oggetto comprende tutte le materie prime impiegate nei cicli produttivi e tutte le emissioni di sostanze chimiche in atmosfera, acqua e suolo.

| | | min | media aritm. | max | dev. standard | CV |
|---|---|---|---|---|---|---|
| piante | n. | 40 | 170,3 | 349,7 | 59,9 | 35% |
| ***input*** | | | | | | |
| solfato ammonico | kg | 0,01 | 59,8 | 600,0 | 140,2 | 234% |
| fertilizzante npk | kg | 0,01 | 45,4 | 400,0 | 98,3 | 216% |
| concime organico | kg | 0,01 | 55,7 | 1400,0 | 207,5 | 372% |
| acqua per irrigazione | $m^3$ | 0 | 236,5 | 401,1 | 159,6 | 67% |
| en. el. per irrigazione | kWh | 0 | 248,3 | 397,1 | 154,5 | 62% |
| fosforganici diserbanti | kg | 0 | 0,0 | 3,0 | 0,4 | 787% |
| olio minerale bianco | kg | 0 | 2,1 | 50,0 | 9,3 | 450% |
| composti del rame | kg | 0,01 | 42,8 | 128,0 | 34,6 | 80% |
| insetticidi fosforganici | kg | 0,01 | 6,0 | 28,0 | 6,5 | 108% |
| acqua per fitofarmaci | $m^3$ | 0 | 5,8 | 12,8 | 3,6 | 62% |
| gasolio per lavor. e tratt. | MJ | 238 | 2212,0 | 3933,1 | 940,0 | 42% |
| gasolio per raccolta | MJ | 0 | 380,9 | 1620,7 | 464,1 | 121% |
| benzina per raccolta | MJ | 0 | 968,5 | 10547,0 | 1743,0 | 180% |
| **output** | | | | | | |
| olive raccolte | kg | 0 | 2832,7 | 10027,8 | 1929,7 | 68% |

*Tabella 2. Inventario delle operazioni agricole dei sistemi esaminati*

## 4. Valutazione degli impatti e interpretazione

Per determinare quale sia l'effetto inquinante maggiore derivante dai sistemi stessi o, fra essi, quale sia quello maggiormente responsabile di impatto ambientale è necessario procedere ad una fase di valutazione degli impatti.

La Tabella 3 riporta per ciascuna categoria d'impatto i valori di caratterizzazione minimo, medio e massimo, insieme alla deviazione standard e al coefficiente di variabilità. Anche in questo caso si riscontra una forte variabilità dei risultati dipendente dalle notevoli differenze delle pratiche agricole. A titolo esemplificativo si riporta nella Figura 5 il valore di Global Warming calcolato per le 63 aziende; si può osservare anche in questo caso la forte variabilità dei risultati.

Ai fini del presente studio si è cercato di individuare quale fattore incida maggiormente sulla differenza dei risultati osservata. In prima istanza si è cercato di verificare l'effetto della produttività per ettaro sulla performance ambientale del sistema.
La Figura 6 riporta il rapporto produttività per ettaro ed ecoindicatore totale.

| Categoria d'impatto | Unità | min | media aritm. | max | dev. Stand. | CV (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| GWP | kg $CO_2$ eq | 0,056 | 0,689 | 14,265 | 1,802 | 262 |
| ODP | kg CFC-11 eq | 6,58E-09 | 7,41E-08 | 1,583E-06 | 1,98E-07 | 268 |
| POCOPP | kg $C_2H_4$ eq | 0,000101 | 0,000873 | 0,0225021 | 0,002793 | 320 |
| AP | kg $SO_2$ eq | 0,00039 | 0,005127 | 0,0887944 | 0,01144 | 223 |
| EP | kg $PO_4$--- eq | 9,72E-05 | 0,0032 | 0,0654 | 0,0090 | 278 |
| ADP | kg Sb eq | 0,0004 | 0,0041 | 0,0951 | 0,0119 | 288 |
| HTP | kg 1,4-DB eq | 0,0351 | 0,5521 | 2,9158 | 0,5686 | 103 |
| FAETP | kg 1,4-DB eq | 0,0044 | 0,1535 | 1,9795 | 0,2609 | 170 |
| MAETP | kg 1,4-DB eq | 8,579 | 220,341 | 3418,713 | 440,478 | 200 |
| TETP | kg 1,4-DB eq | 0,0001 | 0,0043 | 0,0516 | 0,0069 | 161 |
| en. non rinnov. | MJ eq | 0,867 | 9,388 | 215,812 | 26,913 | 287 |
| en. rinnovabile | MJ eq | 0,009 | 0,528 | 10,373 | 1,301 | 246 |
| mat. non rinnov. | kg | 0,0013 | 0,0400 | 0,3672 | 0,0562 | 140 |
| mat. rinnovabili | kg | 0,0002 | 0,0084 | 0,1045 | 0,0140 | 167 |
| acqua | $m^3$ | 0,0006 | 0,2788 | 8,8967 | 1,1146 | 400 |
| uso del suolo | $m^2a$ | 0,998 | 9,306 | 214,455 | 26,989 | 290 |

*Tabella 3. Caratterizzazione dei sistemi produttivi*

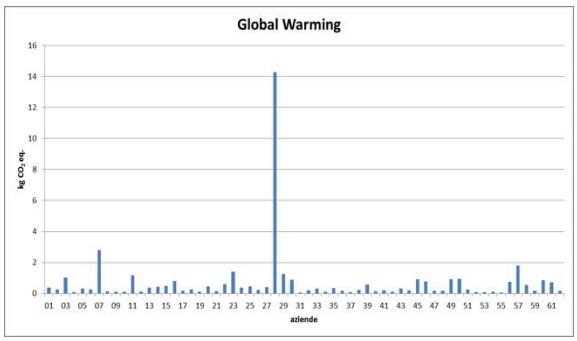



*Figura 5. GWP dei 63 sistemi esaminati*

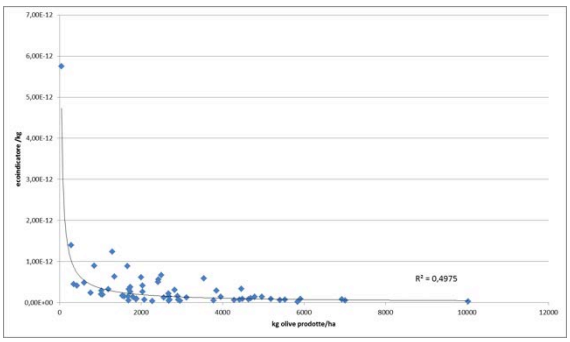



*Figura 6. Rapporto produttività-ecoindicatore*

La curva che meglio rappresenta le varie relazioni è una funzione di potenza che tuttavia ha un coefficiente di correlazione non molto elevato. Si può pertanto affermare che, in parte, al crescere della produttività per ettaro si riduce l'effetto ambientale ma allo stesso tempo, per molte aziende, tale assunto non risulta vero. La ricerca delle condizioni che incidono maggiormente sugli indicatori ambientali ha evidenziato quanto segue.

I sistemi che presentano un più elevato impatto per unità funzionale prevedono: un consumo eccessivo di solfato di ammonio che, nella quasi totalità dei casi, liscivia; un sistema di irrigazione che provoca più elevati consumi di energia elettrica; un consumo elevato di pesticidi; una produttività/ha nella media pari a 2682 kg/ha; un numero medio di piante/ha pari a 167; una classe dimensionale prevalentemente di 3-5, 5-10, 10-20 ha.

I sistemi che presentano un minore impatto ambientale per unità funzionale prevedono: scarso impiego di fertilizzante; nessun impianto di irrigazione; basso impiego di fitofarmaci; bassa meccanizzazione delle operazioni agricole; una produttività/ha pari a 2760 kg/ha di olive; un numero medio di piante/ha di 141; una classe dimensionale prevalentemente di 1-2, 2-3, 3-5 ha.

## 5. Conclusioni

Lo studio di LCA della produzione di olive per olio applicato ad un campione di 63 aziende dell'area del nord-barese in Puglia ha evidenziato la presenza di una variabilità enorme nelle modalità di gestione dell'uliveto con pratiche agronomiche molto diverse da produttore a produttore, anche nello stesso areale, che si riflettono sulla variabilità sia dei risultati di inventario che di quelli ambientali. Fra i fattori che potrebbero incidere maggiormente sui risultati, la diversa produttività per ettaro non sembra giustificare tutte le situazioni. I sistemi produttivi che presentano il miglior profilo ambientale risultano quelli in cui si impiegano pochi fertilizzanti e pesticidi, non si irriga e si conduce un allevamento dell'uliveto poco intensivo realizzato in aziende dalle classi dimensionali più piccole; sembrerebbe una sorta di agricoltura di sussistenza, molto legata ai cicli naturali, lontana dalle pratiche produttive più moderne (si pensi al recente dibattito aperto sui nuovi impianti superintensivi). Ad ogni modo, nell'ottica dell'esecuzione di studi di LCA nel settore olivicolo-oleario finalizzati al miglioramento delle pratiche agronomiche, bisognerebbe considerare la variabilità dei dati come fattore fortemente impattante sui risultati.

# 6. Bibliografia


Avraamides M., Fatta D., 2008. Resources consumption and emissions from olive oil production: a life cycle inventory case study in Cyprus. *Journal of Cleaner Production,* 16 (2008) 809-821.

Bouwman A F, 1995. Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide. University of Wageningen, Netherlands.

Brentrup F, Küsters J, Lammel J, Kuhlmann H, 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emission from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector, Int. J. LCA 5 (6), 349-357.

Cerutti A.K., Bosco S., Beccaro G., Peano C., Notarnicola B., Bounous G., 2012. State of the art of LCA application in the fruit sector. In Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012). 1-4 October 2012, Saint Malo, France. INRA, Rennes, France.

De Gennaro B., Notarnicola B., Roselli L., Tassielli G., 2012. Innovative olive-growing models: an economic and environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*, 28 (2012) 70-80.

De Gennaro B., Notarnicola B., Tassielli G., 2005. Ricadute ambientali nella filiera dell'olio di oliva. *Estimo e Territorio*, 48 (12), 11-19.

ECETOC, 1994. Ammonia emissions to air in Western Europe, Technical Report no. 62. European Chemical Industry, Ecology & Toxicology Center, Brussels, Belgium.

Green M B, 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: Helsel Z R (ed.) Energy in plant nutrition and pest control. Energy in World Agriculture Vol. 2, 165-177.

IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Groups to the Fourth Assessment: Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

Margni M, Rossier D, Crettaz P, Jolliet O, 2002. "Life cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems", *Agriculture Ecosystems & Environment*, Vol.93, pp. 379-392, 2002

Nicoletti G. M., Notarnicola B., Tassielli G., 2001. Comparative LCA of virgin olive oil vs. seed oils. In Proceedings of the III$^{rd}$ International Conference LCA in Foods, Goteborg 25-27 Aprile 2001.

Notarnicola B., De Gennaro B., Tassielli G., Renzulli P.A., 2012. LCA of waste from olive oil manufacturing. In Proceedings of the 8th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2012), 1-4 October 2012, Saint Malo, France. INRA, Rennes, France.

Notarnicola B., Tassielli G., Nicoletti G. M., 2004. Environmental and economical analysis of the organic and conventional extra-virgin olive oil. *New medit*, 3 (2), 28-34.

Russo, C., Cappelletti, G.M., Nicoletti, G.M., 2008. LCA of energy recovery of the solid waste of the olive oil industries. In Proceedings of the 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Zurich, Switzerland, November 12-14, 2008.

Salomone R., Ioppolo G., Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily), *Journal of Cleaner Production*, 28 (2012) 88-100.

Salomone, R., Cappelletti, G.M., Ioppolo, G., Mistretta, M., Nicoletti, G., Notarnicola, B., Olivieri, G., Pattara, C., Russo, C., Scimia, E., 2010. Italian experiences in life cycle assessment of olive oil: a survey and critical review. In Proceedings of the VII International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Bari, 22-24 September 2010.

# Un'applicazione integrata di metodologie LCA ed LCC per la sostenibilità della viticoltura in Calabria

Alfio Strano[1]; Giacomo Falcone[1]; Anna Irene De Luca[1];
Teodora Stillitano[1]; Giovanni Gulisano[1]
[1] Dipartimento di AGRARIA, Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria
astrano@unirc.it

## Abstract

*Lo studio si colloca nell'ambito delle problematiche di ricerca relative alla valutazione della sostenibilità dei processi produttivi agroalimentari. Utilizzando lo stesso inventario di dati, differenti scenari di produzione di uva da vino sono stati analizzati, valutati e confrontati sia dal punto di vista ambientale, mediante il Life Cycle Assessment (LCA), sia dal punto di vista economico-finanziario attraverso il Life Cycle Cost (LCC). Le elaborazioni effettuate hanno permesso di redigere graduatorie di performance per individuare il sistema produttivo complessivamente migliore da entrambi i punti di vista. L'analisi è stata condotta nel comprensorio di produzione del vino DOC "Cirò" in Calabria. I risultati ottenuti possono rappresentare un importante strumento di supporto alle decisioni per una gestione dei processi produttivi incentrata su qualità, economicità e tutela dell'ambiente.*

## 1. Introduzione

La sostenibilità dei sistemi produttivi agricoli rappresenta una problematica di grande attualità ed interesse per le ricadute in termini di impatto ambientale e depauperamento delle risorse (Gaillard, Nemecek, 2009). Le esigenze in termini di qualità dei prodotti agroalimentari da parte dei consumatori si incrociano con quelle dei produttori, sempre più in difficoltà nel perseguire un'attività produttiva remunerativa. L'obiettivo di fornire strumenti decisionali utili per gli operatori ha comportato lo sviluppo e la diffusione di specifiche metodologie quali il Life Cycle Assessment (LCA) ed il Life Cycle Costing (LCC), finalizzate alla valutazione degli impatti ambientali ed economico-finanziari, tra l'altro sempre più utilizzate in applicazioni congiunte (Notarnicola et al., 2009).

L'obiettivo della presente ricerca è quello di eseguire un'analisi di sostenibilità integrando le due metodologie (LCA ed LCC), al fine di misurare gli impatti di scenari produttivi del comprensorio di produzione del vino DOC "Cirò". Per rendere confrontabile l'analisi della sostenibilità ambientale con quella economica, è stato adottato un inventario unico di dati basato sullo stesso schema metodologico. I risultati ottenuti sono stati messi a confronto attraverso graduatorie di performance, la cui rappresentazione grafica consente una lettura congiunta degli impatti integrati per ogni singolo scenario. L

e analisi svolte forniscono interessanti risvolti applicativi sia a livello di decisore privato che pubblico; infatti, l'imprenditore agricolo è aiutato nella definizione di strategie di gestione e marketing, il consumatore acquisisce maggiore consapevolezza sullo stretto legame tra processi produttivi e qualità del prodotto ed il decisore pubblico è supportato nel definire politiche d'intervento mirate al sostegno degli imprenditori agricoli virtuosi e rispettose dell'ambiente.

# 2. Il caso studio

## 2.1. Caratterizzazione dell'area del Cirò

Nell'area del "Cirò", in provincia di Crotone, viene prodotto l'80% del vino a Denominazione d'Origine Protetta (DOP) calabrese (Ismea, 2008). In termini di Superficie Agricola Utilizzata (SAU) il comprensorio rappresenta quasi il 70% della viticoltura provinciale ed il 22,5% di quella regionale (ISTAT, 2010). In questo territorio, la coltivazione della vite storicamente risulta un'attività produttiva di grande rilievo, sebbene le realtà aziendali abbiano mantenuto assetti produttivi piuttosto arretrati e caratterizzati da tecniche tradizionali con meccanizzazione limitata.

La maggior parte delle aziende adottano sistemi di allevamento ad alberello o a spalliera che comportano notevoli impieghi di lavoro ed elevati costi di produzione. Dalle indagini condotte è emersa la presenza di un elevato numero di aziende che praticano con successo la viticoltura biologica[1]. Tuttavia, ai fini dello studio sono stati individuati tutti gli scenari produttivi della viticoltura del Cirò, riconducibili alle seguenti tipologie: "spalliera biologica" (SB), "spalliera convenzionale" (SC), "alberello biologico" (AB) e "alberello convenzionale" (AC).

## 2.2. Applicazione delle metodologie LCA ed LCC al caso studio

L'utilizzo congiunto dell'LCA e dell'LCC consente la valutazione degli impatti ambientali e la misurazione della sostenibilità economica di tutte le fasi del processo produttivo considerato (Lichtenvort et al., 2008; Notarnicola et al., 2009). In atto non esiste uno standard procedurale condiviso per la contestuale implementazione delle metodologie, pertanto, nel presente studio, si è fatto riferimento alle norme ISO 14040/44:2006 (Lichtenvort et al., 2008).

Relativamente all'analisi LCA, una volta definiti gli scenari oggetto di studio si è scelta l'unità di superficie investita (ha) come Unità Funzionale (UF), utilizzandola anche per l'applicazione LCC. Successivamente sono stati definiti i confini del sistema, scegliendo di condurre l'analisi "dalla culla al cancello", considerando soltanto la produzione di uva da vino - dalla fase di impianto del vigneto sino alla fase di dismissione dello stesso - escludendo la trasformazione del prodotto e le successive fasi (Figura 1).

Relativamente al dataset si è fatto ricorso a valori direttamente rilevati per tutti gli input e gli output, implementandoli, ove necessario, con dati secondari[2]. L'elevata eterogeneità del processo produttivo agricolo, dovuta alle diverse scelte imprenditoriali con cui viene messo in atto nelle diverse aziende (Cerutti et al., 2012), rappresenta una problematica per la formazione dell'inventario, che può essere comunque risolta attraverso un processo di omogeneizzazione dei dati (Pirilli et al., 2012).

[1] In linea con il regolamento della Denominazione di Origine Controllata (DOC.) Cirò (MIPAAF, 2011), oggi DOP, che prevede un limitato utilizzo di input esterni nel ciclo produttivo e l'impossibilità di utilizzare mezzi di forzatura.

[2] I problemi dovuti alla non perfetta compatibilità di quest'ultimi con le realtà specifiche analizzate, sono stati considerati come fattori limitanti lo studio sebbene, in effetti, l'uso esclusivo di dati appartenenti alla stessa fonte, in un'ottica comparativa, non inficia i risultati. Per lo stesso motivo, le emissioni legate all'uso di pesticidi e fertilizzanti applicate agli scenari medi confrontati non sono state considerate. Inoltre, tale analisi avrebbe richiesto l'uso di specifici modelli di calcolo della dispersione di queste sostanze in suolo, acqua ed aria (Birkved e Hauschild, 2006; Salomone et al, 2010) la cui applicazione, soprattutto in studi comparativi, risulta controversa potendo generare risultati fuorvianti (Cerutti et al., 2012).

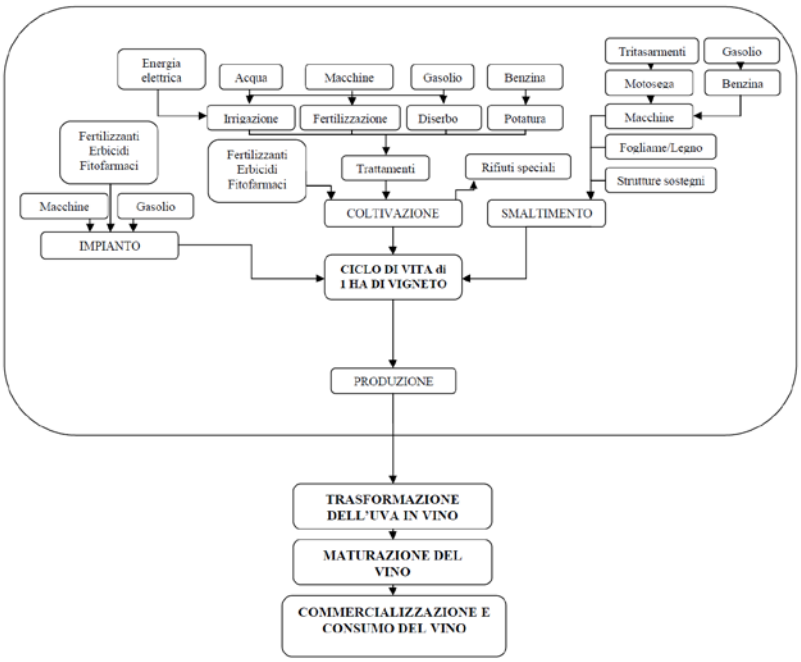



*Figura 1. Diagramma di flusso in relazione al ciclo di vita del vigneto considerato*

Per 24 aziende viti-cole, di superficie aziendale compresa tra 10-20 ha[3], sono stati rilevati i dati tecnico ed economici relativi a tre stagioni produttive (2009, 2010 e 2011) al fine di ridurre il grado di incertezza connesso alla stagionalità, alla soggettività imprenditoriale, nonché per attenuare eventuali fattori d'influenza esterni. I dati raccolti sono stati, quindi, trasformati in valori medi ad ettaro. I mezzi meccanici sono stati considerati sempre efficienti e sono stati adottati criteri di allocazione solamente per i consumi di lubrificante e di grasso, che rappresentano input utilizzati dalle macchine agricole anche in altri processi produttivi e per il cui calcolo sono stati esplicitati per ora di utilizzo del mezzo.

Per eseguire le rilevazioni sul campo ci si è serviti di un apposito questionario predisposto per individuare analiticamente tutti gli input e gli output sia ambientali che economici. I dati dell'inventario sono stati elaborati mediante il software SimaPro 7.2 (PRé-Product Ecology Consultants, 2010a) ed utilizzando il database Ecoinvent V.2.0. (Ecoinvent, 2007, 2009) Per ogni singolo scenario si è utilizzato il metodo di analisi Eco-Indicator 99 (PRé-Product Ecology Consultants, 2010b).

Per rendere l'analisi economico-finanziaria compatibile e sovrapponibile con quella ambientale, per le elaborazioni LCC sono stati monetizzati gli input e gli output dell'inventario LCA, moltiplicando la relativa quantità media triennale per il prezzo unitario riferito all'ultimo anno di rilevazione. A tale valore sono stati sommati tutti i costi generati dall'input stesso al fine di giungere al costo totale dei singoli processi unitari considerati nel ciclo di vita. Inoltre, sono state aggiunte le remunerazioni del lavoro, del capitale agrario e del capitale fondiario (Pirilli et. al., 2012), rendendo così anche l'inventario dei costi complementare a quello utilizzato nell'analisi LCA (Notarnicola et al., 2009), in linea con il quadro metodologico della ISO 14040:2006 e con White et al. (1996). Per ogni fase del ciclo di vita sono stati considerati anche tutti i costi fissi non legati al singolo processo unitario ma legati al processo produttivo complessivo, bilanciati con gli eventuali utili economici derivati dalle attività di smaltimento degli output.

[3] Le aziende di dimensione inferiore sono state scartate, benché rappresentino sul territorio una buona percentuale, poichè il grado di soggettività con cui viene coltivato il vigneto, in quel caso, è troppo elevato. Le aziende di dimensioni superiori ai 20 ha sono state scartate perché rappresentano una netta minoranza sul territorio e pertanto un'analisi su questa tipologia aziendale avrebbe avuto significatività limitata.

A livello di struttura di calcolo dei costi di produzione[4], oltre all'attualizzazione dei costi diretti sostenuti in ogni processo unitario, sono stati presi in considerazione i costi relativi ai servizi, alle consulenze esterne, ai tributi, agli interessi sul capitale di anticipazione (adottando un saggio del 4,5%), alle quote di assicurazione e di manutenzione del capitale di scorta, ai mancati redditi relativi all'utilizzo della terra[5], nonché ai salari ed agli stipendi (considerati pari al 5% della PLV). Per il calcolo del costo di produzione di ogni singola fase si è fatto riferimento alla figura dell'imprenditore puro rendendo esplicite tutte le voci del costo di produzione. Per valutare finanziariamente il ciclo di vita è stata effettuata, inoltre, un'analisi degli investimenti calcolando gli indici VAN e TIR[6]. Tali indicatori tengono conto dell'andamento economico per tutto il ciclo di vita dell'investimento, restituendo dei valori adatti ad essere utilizzati per operazioni di valutazione e di confronto fra scenari differenti (Gulisano e Baldari, 2001). Il saggio di attualizzazione scelto è dell'1,8% e tutti i flussi monetari sono stati attualizzati come di seguito:

$$C\,\mathrm{Im}_{OT}^{0} = C\,\mathrm{Pr}\,\mathrm{Im}_0 + CPo\,\mathrm{Im}_0 + \sum_{j=1}^{m1}\frac{CAll\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j} + \sum_{j=1}^{m2}\frac{CPcr\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j} + \sum_{j=1}^{m3}\frac{CPcs\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j} + \sum_{j=1}^{m4}\frac{CPdc\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j} + \frac{Us\,\mathrm{Im}_{25}}{(1+r)^{25}}$$

Dove:

*OT*= Orizzonte temporale fissato in 25 anni; $C\,\mathrm{Im}_0$ = Costo totale dell'impianto attualizzato; $C\,\mathrm{Pr}\,\mathrm{Im}_0$ = Costo di progettazione; $CPo\,\mathrm{Im}_0$ = Costo di posa in opera dell'impianto;

$\sum_{j=1}^{m1}\frac{CAll\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j}$ = Costo di allevamento attualizzato (anni 1-3);

$\sum_{j=1}^{m2}\frac{CPcr\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j}$ =Costo di produzione attualizzato fase crescente (anni 4-7);

$\sum_{j=1}^{m3}\frac{CPcs\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j}$ =Costo di produzione attualizzato fase costante (anni 8-22);

$\sum_{j=1}^{m4}\frac{CPdc\,\mathrm{Im}_j}{(1+r)^j}$ =Costo di produzione attualizzato fase decrescente (anni 23-25);

$\frac{Us\,\mathrm{Im}_{25}}{(1+r)^{25}}$ =Utile di smaltimento attualizzato (anno 25).

I costi attualizzati sono stati ottenuti attraverso le seguenti formule:

$$VAN = B_0 - C_0;\ TIR = B_0 - C_0 = 0$$

Dove:

$B_0 = \sum_{j=0}^{n}\frac{b_j}{(1+r)^j}$ valore attuale dei benefici; $C_0 = \sum_{j=0}^{n}\frac{c_j}{(1+r)^j}$ valore attuale dei costi;

*n* = *OT* = 25 anni.

I risultati dell'analisi ambientale e dell'analisi economico-finanziaria sono stati messi a confronto attraverso graduatorie di performance, la cui rappresentazione grafica ha consentito una lettura congiunta ed integrata degli impatti permettendo di valutare le prestazioni complessive degli scenari analizzati.

[4] Nel calcolo sono stati presi in considerazione solamente i flussi di cassa.

[5] Moltiplicando il valore del fondo per un saggio dell'1,8%, volontariamente non deflazionato.

[6] Il VAN (Valore Attuale Netto) è dato dalla somma dei flussi di cassa attesi attualizzati al tasso di rendimento previsto e la scelta tra vari investimenti deve ricadere su quello che restituisce il valore maggiore; può essere definito come la somma massima che si è disposti a pagare per quel determinato investimento senza intaccare la situazione finanziaria di partenza (Gulisano e Baldari, 2001). Il TIR (Tasso di Rendimento Interno) rappresenta, invece, il rendimento prodotto dall'investimento ed è dato da quel saggio di interesse che rende nullo il valore del VAN.

## 3. Risultati

La lettura integrata dei risultati consente di affermare che non esiste uno scenario più sostenibile in assoluto fra quelli analizzati. Con specifico riferimento all'LCA, l'analisi col metodo Eco-indicator 99 (Figura 2) mostra che la combinazione produttiva più sostenibile corrisponde complessivamente allo scenario SB con un punteggio singolo pari a 1.446,86 ecopoint, lo scenario peggiore risulta essere AC con 2.008,98 ecopoint. Lo scostamento relativo fra la combinazione migliore e quella peggiore è pari al 38,9%. Le fasi di impianto e di piena produzione sono quelle che incidono in maniera preponderante sull'impatto complessivo, riconducibile soprattutto alle categorie "minerali", "uso del suolo" e "sostanze carcinogene" influenzate dall'uso di concimi, di prodotti fitoiatrici e dall'alto grado di meccanizzazione delle operazioni colturali.

Dal punto di vista della sostenibilità economica, la Figura 3 mostra come, in termini di costi attualizzati, la migliore performance è data dal sistema SB con un valore pari a 80.257,45 euro, mentre la peggiore dal sistema AC con un valore di 87.476,18 ed uno scostamento tra i due scenari del 9%. Analizzando gli indicatori di valutazione finanziaria, il TIR più elevato (6,60%) è raggiunto dallo scenario SC ed il più basso (3,20%) dallo scenario AB, con uno scostamento tra i due valori del 51,5%. Anche in termini di VAN la migliore performance è attribuibile allo scenario SC con 24.274,27 euro mentre la peggiore ad AB con 5.605,35 ed uno scostamento tra i due del 76,9%.

La Figura 4, che riporta la rappresentazione delle performance in termini di scostamento relativo, consente la lettura congiunta degli impatti dei singoli processi produttivi. Lo scenario più performante è stato considerato come riferimento e corrisponde sempre ad un valore pari al 100%; per gli indicatori Eco-indicator 99 e Costi attualizzati lo scostamento rappresenta un valore di maggiore impatto, mentre per gli indicatori VAN e TIR lo scostamento indica una minore performance.

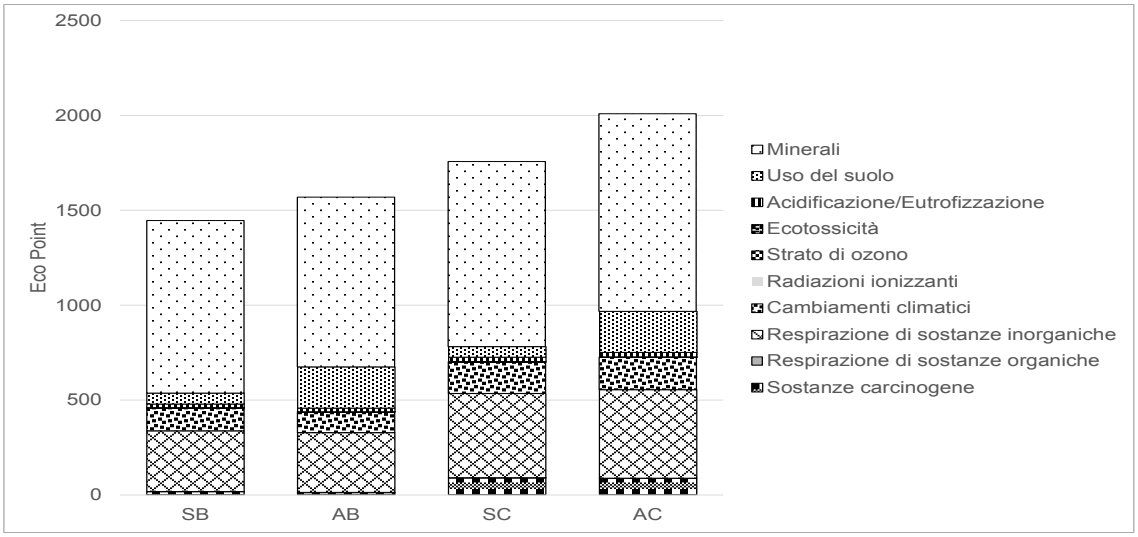



*Figura 2. Risultati analisi LCA, Eco-Indicator 99 Singole Score per categorie di impatto*

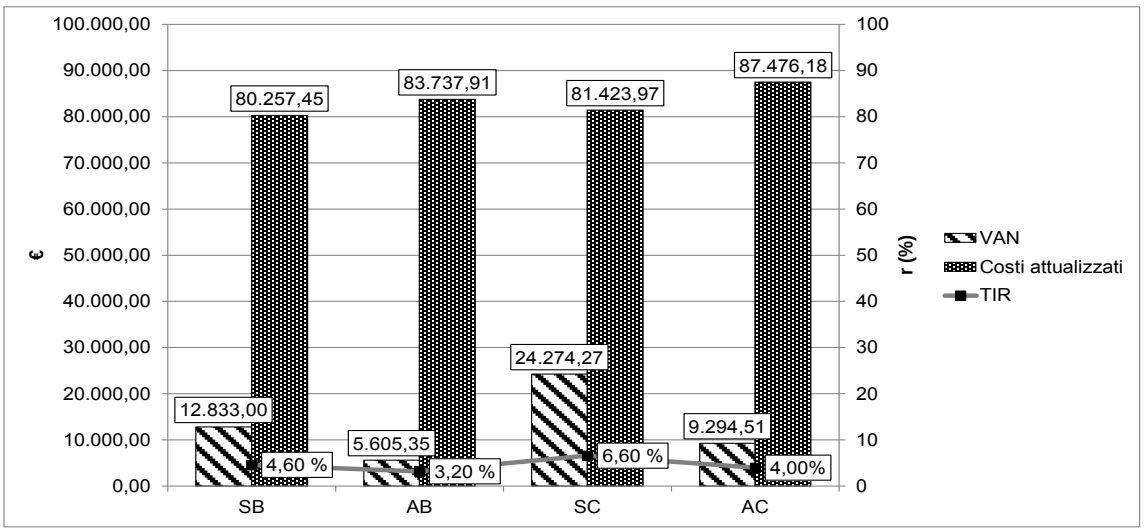



*Figura 3. Risultati analisi LCC*

Dall'analisi della Figura si evince come l'entità degli scostamenti sia diversa per tutti gli indicatori utilizzati; il sistema produttivo più performante in termini comparativi, risulta essere SC, mentre quello meno performante risulta essere AB. La sintesi grafica permette di esprimere un giudizio immediato sul sistema produttivo complessivamente più sostenibile rispetto agli altri analizzati. Non è possibile, però, mettere direttamente a confronto i dati ottenuti, poiché tale operazione richiederebbe la definizione di un indicatore sintetico unico che comporta l'attribuzione di pesi ai singoli impatti.

Le chiavi di lettura utilizzate (LCA, LCC) consentono, attraverso la caratterizzazione dei risultati, di mettere in evidenza utili informazioni per attività di management aziendale, individuando gli *hotspot* sui quali agire per migliorare le performance di sostenibilità e conseguire, pertanto, una riduzione degli impatti generati dai processi ed un'ottimizzazione dei risultati economici. Il confronto effettuato può servire, inoltre, da supporto per la valutazione di scelte di investimento (reimpianto, riconversione del sistema produttivo).

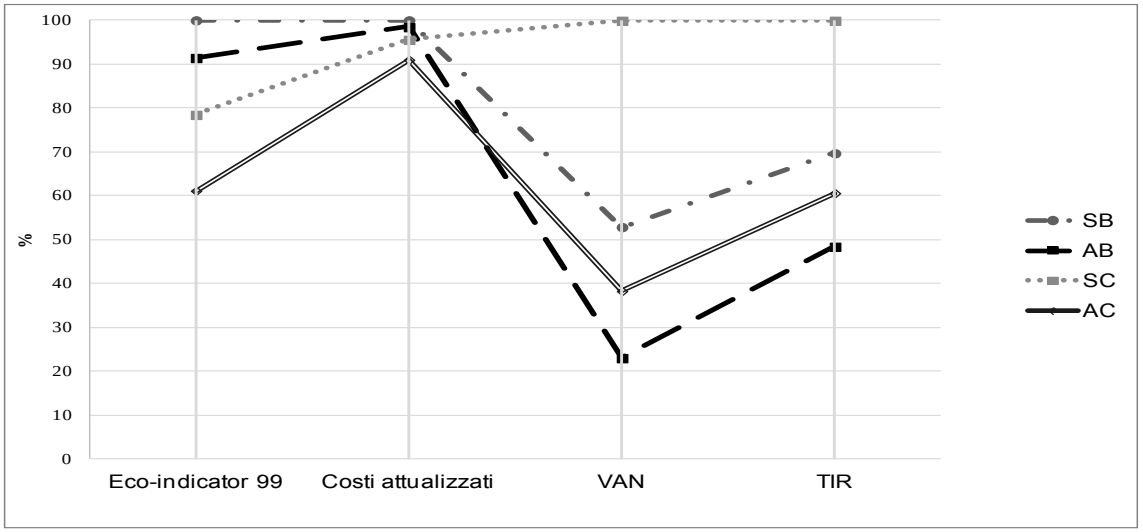



*Figura 4. Graduatoria delle performance*

# 4. Conclusioni

Dalle analisi condotte è emerso che la coltivazione della vite a spalliera con metodo convenzionale risulta essere quella maggiormente sostenibile in termini economici, soprattutto grazie alla maggiore produttività dell'impianto e ad un minore impiego di capitali. Dal punto di vista ambientale gli scenari biologici manifestano le migliori performance, soprattutto grazie all'impiego di prodotti fitoiatrici non di sintesi nella fase di coltivazione. Le analisi effettuate, comunque, hanno permesso di quantificare l'entità della performance. L'impiego di prodotti sintetici di nuova generazione, caratterizzati dall'impiego in dosi molto ridotte, potrebbe incidere notevolmente sugli impatti ambientali nella fase di coltivazione degli impianti condotti con metodo convenzionale. Relativamente alla fase di impianto, il ritorno all'impiego di materiali naturali come il legno, per le strutture di sostegno dei filari, potrebbe ridurre sensibilmente l'incidenza in termini di impatto ambientale.

Ulteriore fattore di rilievo sono risultate le lavorazioni meccaniche; pertanto l'adozione di tecniche agronomiche come il *minimum tillage* o lo *zero tillage*, potrebbe contribuire alla riduzione degli impatti. D'altra parte, però, in termini di costo di produzione la voce più importante riguarda il fattore lavoro; pertanto, la meccanizzazione di alcune operazioni colturali renderebbe economicamente più sostenibile il processo produttivo, salvo la verifica della sostenibilità ambientale delle innovazioni introducibili. Tutto ciò potrebbe rendere maggiormente competitiva la viticoltura nell'area del Cirò che, va sottolineato, risulta essere fortemente dipendente dall'intervento pubblico.

Considerando l'elevata importanza che tale comparto produttivo riveste nel territorio e per l'economia agricola calabrese, sarebbero auspicabili delle misure di sostegno mirate, per la definizione delle quali le metodologie LCA ed LCC potrebbero rappresentare utili strumenti di valutazione per il decisore pubblico. I risultati ottenuti potrebbero essere utilizzati anche come potente strumento di marketing per le aziende produttrici ed un valido strumento di scelta per il consumatore.

# 5. Bibliografia


Birkved, M, Hauschild, M,Z, 2006, 'PestLCI – A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA', Ecological Modelling 198:433–451.

Cerutti, A,K, Beccaro G,L, Bosco, S, Peano, C, Notarnicola, B, Bounous, G, 2012, 'State of the art of LCA application in the fruit sector', Proceedings of 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, St Malò, France.

Ecoinvent, 2007, 'Overview and Methodology. Ecoinvent report No.1', Dübendorf.

Ecoinvent, 2009, 'Code of Practice. Ecoinvent report No.2', St. Gallen.

Gaillard, G, Nemecek, T, 2009, 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, International Journal of LCA 14(7) 687-689.

Gulisano, G, Baldari, M, 2001, 'Un'analisi economica dell'innovazione nell'olivicoltura in Calabria.' Rivista di Economia Agraria a. LVI,n.3,settembre.

ISMEA, 2008, 'Aspetti strutturali e di mercato nel comparto dei vini DOC-DOCG', Roma.

ISTAT, 2010, 'VI Censimento dell'agricoltura', http://censimentoagricoltura.istat.it/.

Lichtenvort, K, Rebitzer, G, Huppes, G, Ciroth, A, Seuring, S, Schmidt, W-P, Günther, E, Hoppe, H, Swarr, T, Hunkeler, D, 2008, 'History of Life Cycle Costing, Its Categorization, and Its Basic Framework.' In Hunkeler, D, Lichtenvort, K, and Rebitzer, G, (Eds.), Environmental Life Cycle Costing. SETAC-CRC, Pensacola, pp. 1-16, Cap. 1.

MIPAAF, 2011, DM 30.11.2011, 2011, 'Disciplinare di produzione dei vini a denominazione di origine controllata «Cirò»', Roma.

Notarnicola, B, Settanni, E, Tassielli G, 2009, 'Approcci all'integrazione dei costi in LCA: Life Cycle Costing, analisi Input-Output', in Cappellaro, F, Scalbi, S, (Eds.) Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo 17-26, ENEA, Roma.

Pirilli, M, Falcone, G, Strano, A, 2012, 'La formazione dell'inventario per l'LCA nei confronti fra processi produttivi agricoli nella clementinicoltura in Calabria', in Scalbi, S, Dominici Loprieno, A, (Eds.) Atti del VI Convegno della Rete Italiana LCA - Dall'Analisi del Ciclo di Vita all'impronta Ambientale, Bari 104-111, ENEA, Roma.

PRè - Product Ecology Consultants, 2010a, Introduction to LCA with SimaPro 7, Netherlands.

PRè - Product Ecology Consultants, 2010b, SimaPro Database Manual - Methods library, Netherlands.

Salomone, R, Cappelletti, G,M., Ioppolo,G, Mistretta,M, Nicoletti,G, Notarnicola, B, Olivieri, G, Pattara, C, Russo, C, Scimia, E, 2010, 'Italian experiences in Life Cycle Assessment of olive oil: a survey and critical review', Proceedings of 7th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Bari, Italy.

White, A,L, Savage, D, Shapiro, K, 1996, 'Life Cycle Costing: concept and applications'. In Curran M.A. (Ed.), Environmental Life Cycle Assessment. Mc Graw Hill, Cap. 7.

# Considerations when accounting for carbon footprint in the life cycle of wine

Ioannis Arzoumanidis[1], Andrea Raggi[1], Cristina Gazulla[2],
Gabriela Benveniste Pérez[3], Marta Anglada Roig[3]
[1]Department of Economic Studies, University "G. d'Annunzio", Viale Pindaro 42, 65127 Pescara, Italy
[2]UNESCO Chair in Life Cycle and Climate Change (ESCI-UPF),
Passeig Pujades 1, 08003 Barcelona, Spain
[3]Cyclus Vitae Solutions S.L., Passeig Pujades 1, 08003 Barcelona, Spain
Email: i.arzoumanidis@unich.it

## Abstract

*Carbon Footprint (CF), as a simplified LCA tool, can be of great importance for the dissemination of life-cycle information of products. The use of CF has recently increased despite some methodology aspects are still not sufficiently addressed. This paper deals with one of these: the accounting of biogenic emissions, focusing on the wine sector where several LCA and CF studies have been developed. As there are some issues to be considered when accounting for exchanges of biogenic carbon, such as forest management, agricultural practices, the inclusion of all parts of a tree, land use and land use change, soil erosion, the inclusion of the end-of-life phase, etc., no certain conclusions can yet be drawn with regard to if cork is a carbon sink or if the wine sector in general can be regarded as low-carbon.*

## 1. Introduction

Simplification in Life Cycle Assessment (LCA) can be vital for disseminating life-cycle (LC) information. This can occur in different LCA phases: i) life cycle inventory (LCI); ii) life cycle impact assessment (LCIA); iii) both LCI and LCIA (Arzoumanidis et al. 2013a). Carbon Footprint (CF) may be seen as a simplified LCA tool, as it focuses on just one impact category: Global Warming (GW). Recently, GW, and thus CF, have been increasingly discussed by scholars and the general public, also in the wine industry (Pattara et al., 2012).

Vázquez-Rowe et al. (2013) compared 9 different wine types and found the CF to range from 0.65 to 1.17 kg ($CO_2$-eq) per bottle (750ml). Gazulla et al. (2010), having compared the LC of a Rioja-type wine to other ones, concluded that it would be between 0.75 and 0.9 kg ($CO_2$-eq). Moreover they found the agricultural phase to be more responsible for the Greenhouse Gas (GHG) emissions, mainly due to fertilising-related $N_2O$. Similarly, in a review by Arzoumanidis et al. (2013b) on food LCAs, agriculture resulted the most mentioned impacting phase. Regarding wine, processes like transport, use of electricity were also mentioned (ibid).

Finally, the exchanges of biogenic carbon (C) in the wine LC are also considered important, especially in the vine-growing stage (e.g., in Smart et al., 2003) and for cork used as a bottle stopper (e.g., in Rives et al., 2012). This paper deals with C accounting in the wine LC with a focus on biogenic emissions, traditionally considered as GW-neutral in LCAs; but scientists have started to question this.

## 2. Exchanges of biogenic carbon

### 2.1. Carbon Cycle

The atmospheric concentration of the two major GHGs ($CO_2$ and $CH_4$) is related to the C cycle, which, thus, can greatly affect the climate change. This cycle includes a series of C reservoirs interconnected through various flows (Post et al., 1990; Stella, 2013).

When forest wood is used to make durable goods, the C in wood is stored for longer and new forest can grow and carry on C sequestration (Kujanpää et al., 2009). The biomass growing time can be important in $CO_2$ accounting.

For short-cycle biomass, $CO_2$ emissions are not accounted for since they roughly equal the amount of sequestered $CO_2$ (Cherubini et al., 2011). However, this may not be the case for long-cycle biomass (e.g., forests). The C stored in wood products is eventually released back into the atmosphere at their end of life (EOL), even if at a later moment than it would in nature. The difference between tree cutting and tree re-growth, and, more generally, forest management, can be significant for the biogenic C cycle (Kujanpää et al., 2009; Cherubini et al., 2011). Finally, the timing of the bioenergy benefits is also important. This refers to the time between the emissions' release and the sequestration by the re-grown forest (Brandão et al., 2013; Cherubini et al., 2011).

### 2.2. Accounting methodologies

The need for accounting for the biogenic emissions is highlighted in the draft of the ISO 14067 standard and in some international guidelines. The most problematic time-related issues in CF are: the definition of the time horizon (in which the climate impacts are considered) and the identification of the timing of the emissions and related impacts (Peters et al., 2011). Regarding the timing of emissions, this is not often considered in LCA, as the emissions of a substance are summed up regardless of time and space (Levasseur et al., 2012a). Indeed LCA is often described as a static tool, not suitable for assessing the complexity of forest C dynamics (Helin et al., 2012).

C sequestration through land-use, land-use change and forestry (LULUCF) has been increasingly studied as a way for answering the growing GW concerns and several accounting methodologies have been developed (Levasseur et al., 2012b). Yet, there is no standardised methodology or procedure agreed for accounting for temporary C storage, release and delayed emissions in LCA and CF (Brandão et al., 2013), even though there have been some attempts to do so (e.g., BSI 2011; WRI and WBCSD 2011). In theory, a time horizon should always be chosen after which the radiative forcing can be regarded as negligible; LCA and CF adopt the 100-year calculation of Global Warming Potential (GWP). Biomass C neutrality is often assumed, irrespectively of the timing difference between uptake and release; thus, biogenic flows are often omitted in LCA (Brandão et al., 2013).

To deal with C sequestration and storage, the Moura-Costa method and the Lashof method use a tonne-year approach (Brandão et al., 2013). Other methods (or scenarios) were also suggested by Kujanpää et al. (2009), such as: the C uptake; the calculation of lost C stock as an emission; the allocation of net C sequestration. Finally, Levasseur et al. (2012b) developed a dynamic LCA method that uses one-year time steps. After comparing it to the Moura-Costa and Lashof methods, the authors (ibid) concluded that all of them did not consider the albedo effect (i.e, the percentage of incoming solar radiation reflected off the Earth), but the proposed method was "superior" for considering more GHGs (not only $CO_2$). The method suggested in the ILCD Handbook (European Commission, 2010), comprises a 100-year horizon. In accounting for a delayed emission a credit is attributed by multiplying the number of years that the emission is delayed by the kg $CO_2$-eq by a factor of -0.01.

Emissions beyond 100 years are calculated and discussed separately. According to the method (ibid, p. 67), "the difference between biogenic and fossil delayed emissions for the same time of delay is always the same (i.e. 1 kg $CO_2$-equiv. difference per kg $CO_2$ emitted), rewarding both biogenic C storage and long-living products". Other methodologies include the PAS2050, the Greenhouse Gas Protocol and others (see Section 3).

# 3. Exchanges of biogenic carbon in the wine industry

## 3.1. Vine-related exchanges

Grapes' growing can be seen as a C sink through the production of sugars and other substances (van der Zanden, De Martino, 2009). The vineyards themselves act as $CO_2$ sinks through their growth (Sperow et al., 2003); Smart et al. (2003) claim that a vineyard can be a greater C sink when compared to oak woodlands.

As regards the biogenic C emitted in vineyards operations, $CO_2$ is due to soil management practices, which increase the decomposition of soil organic matter, while $CH_4$ has a minor impact (Carlisle et al., 2009).

Vineyards normally have a lifespan of 25-30 years, thus C accounting can be performed safely using the methods above, which have 100-year (or more) time horizons.

The vine and wine OIV GHG Protocol (OIV, 2011) specifies that for biogenic emissions two different cycles ought to be taken into consideration[7].

In the case of the short-term cycle, only the vine cycle is suggested to be included in the calculations[8] .

## 3.2. Cork-related exchanges

Wine packaging is considered to be of high importance for its environmental impacts (van der Zanden, De Martino, 2009), most of which are related to fossil fuel emissions for the production and transport of these materials, with the exception of the stopper (depending on the different materials that can be used for it: most commonly, aluminium, plastic and cork) (Pereira et al., 2008). This paper focuses on cork, due to its link to biogenic emissions and its market role.

Cork stoppers are made from the bark of cork oaks, which is continuously regenerated during a tree's lifetime and can be carefully extracted every 9-14 years, i.e. at least 12 times during a tree's lifespan (Rives et al., 2012). In order for one stopper to be produced, 3.7 times the mass of cork is required (Pereira et al., 2008).

Pereira et al. (2008) claim that 1000 cork stoppers are responsible for 1437 g of $CO_2$ but they are considered to have environmental advantages in comparison with other stoppers' materials

Rives (2011) suggests that a tonne of raw cork in forest transformed into products generates emissions of about 3.4 t $CO_2$-eq., whilst it can sequestrate up to 18 t $CO_2$, thus helping mitigate climate change.

This is based on the assumption that the cork exploitation does not affect the ecosystem C sink role, as could happen in those forests exploited for wood (Rives et al., 2012).

[7] The short-term cycle (can be either vine-related or not), and the long-term cycle (where C is withheld into semi-permanent vineyard growth, such as roots and wood structures).

[8] This includes: non-permanent vine-growth, grape growth, fermentation, biodegradation of vine structures in the soil, aerobic waste treatment of vitivinicultural origin and the gasification and/or combustion of biomass (OIV, 2011)

As regards the time horizon selected (see Section 2) the PAS2050:2011 (BSI, 2011) states that the portion of C not emitted to the atmosphere during the 100-year assessment period shall be treated as stored C and that supplementary requirements should provide for the inclusion of those significant emissions which might be expected to occur beyond 100 years. It has to be noted here that the PAS2050 accounts for short storage times using a linear approach, whilst for long storage using the average amount of C stored over 100 years (Brandão et al., 2013).

Furthermore, the OIV GHG Protocol (OIV, 2011) specifies that the production system of natural cork should be considered from a holistic approach. The use of cork has an important impact for the sustainable conservation of the forests and this should be considered.

The standard concludes by stating that "[t]he final figures of the GHG emissions due to cork production should consider the managed forest it comes from and its C sink effect" (ibid, pp. 16-17).The Scope 3 (corporate) of the GHG Protocol (WRI, WBCSD, 2011) describes the inventories for all three scopes, where only emissions can be included and not any removals (e.g., GHG sequestration) which may be reported separately from the scopes in the public report (ibid).

## 4. Discussion

Biogenic emissions accounting in general, and more specifically in the case of wine, is a complex issue. Johnson (2009) suggests that C neutrality cannot be accurate since a tree is actually chopped down at its EOL. It is also argued that CF does not yet consider forest management and preservation, whose importance is highlighted in several papers (e.g., Cherubini et al., 2011). Amongst the several techniques mentioned, afforestation is a site-specific method mentioned for C sequestration, being one of (or combining) tree planting and natural succession. In a study on forest management and preservation (Van Deusen, 2010), the former was found to result in more sequestration rather than the latter. Finally, according to IPCC (2000), issues (or disturbances), such as wildfires[9] and forest project management changes, can tamper with the C sink role of a forest and make the sequestration reversible. In addition, the current status of the land, the expected productivity, the substitution efficiency of forest harvest for fossil fuels need to be considered when using forest land for mitigating climate change (Marland and Marland, 1992, in Johnson, 2009).

Ageing of forests is important, as well. Indeed, managed forests sequester $CO_2$ from the atmosphere during their growing phase; on the other hand, net C sequestration in old forests is closer to zero since the amount of absorbed $CO_2$ is the same as that released via degradation of organic matter (Pregitzer and Euskirchen, 2004; Kujanpää et al., 2009).

The LC stages of the product are also important: e.g., the inclusion or not of the disposal stage. In the case of wine, the disposal of vines, branches, leaves etc. in the vineyards and the one of cork need to be considered. The latter, at its EOL, is normally burnt and the C that was bound is returned to the atmosphere as $CO_2$ (Pereira et al., 2008). In this case C neutrality can be argued, but only for cork itself; not for other processes required during its life cycle. If cork is landfilled, the C will be eventually emitted into the atmosphere both as $CO_2$ and $CH_4$ (landfill gas). Depending on cork degradability and on whether the landfill gas is collected and burnt, different GHG emissions may occur.

[9] Especially when it comes to the cork oak trees, it is believed that they are capable of resisting a fire and quickly regenerating after one (Pereira et al., 2008).

This means that if the incineration is complete then all emitted gas is $CO_2$. The final C balance also depends on whether the landfill gas is just flared or it is used as a fuel, i.e. it is burned with energy recovery. If cork is recycled[10], however, other issues should be taken into account, such as its recyclability, the methods used, etc.

Furthermore, unsustainable agricultural practices have been found to be responsible for some crops releasing soil C to the point that a supposedly C-neutral biofuel was more impacting than normal fossil fuels (EMPA, 2012). In this way, unsustainable agricultural practices for vineyards and, most importantly, for cork oak forests can be critical for the biogenic emissions accounting, as much as they can promote the bacterial decomposition of soil organic matter.

Other, more indirect effects do exist, such as soil erosion and land use change. Land degradation (e.g., soil erosion) occurs due to intensive agriculture (Olesen and Bindi, 2002) and, also in the case of vineyards, it can cause changes in the product quality and quantity. This, along with the land use and land use changes, should be considered in CF. For instance, if on the land before becoming a vineyard there used to be a forest, the land change would have provoked a lower sequestration of GHGs. In addition, the current use of the land, as a vineyard, needs to be considered as a contribution to the impact category "land use"). Here, the what-if scenarios reasoning of Consequential LCA can be of great importance for the accounting itself, where an alternative land-use situation becomes the reference (Helin et al., 2012). Finally, Bright et al. (2012) suggest that harvesting biomass induces a radiative forcing due to a change in surface albedo.

Finally, in an LC study the part of a cork oak tree that is considered should be clarified. If it is only the bark (renewed by nature), then safer assumptions can be made about C neutrality or sequestration. If, on the other hand, the entire forest management is considered, including all parts of the tree, then the results could differ. Moreover, it should be further investigated whether using cork to make well-kept durables would generally postpone the release of its C content into the atmosphere (as it happens for wood). If not, there would be no significant differences in degradation times between cork left in nature and cork used as a long-lived material (e.g.; through recycling it, in case of stoppers).

For all the aforementioned reasons, in the case where a question such as “can cork be considered as a C sink?” needs to be tackled with, the answer should be “it depends”. International standards and guidelines should be capable of taking into account all these in order for special care for wine to be provided. The potential of CF itself as a methodology should also be discussed. It can be argued that CF, being a simplified LCA tool that considers only one environmental impact, can lead to lack of communication to the consumers for a specific product. For example, a product that may have low C emissions or can be regarded as a C sink (under specific assumptions), may as well have other environmental impacts that a consumer should be aware of. The same should also be for decision-makers, where one should be aware of all the environmental impacts before deciding about measures regarding specific products, etc.

[10] It should be further investigated whether recycling can actually extend C storage compared to other EOL treatments.

## 5. Conclusions

Simplification in LCA can be of great importance for the dissemination of LC information. CF can be considered a simplified LCA, as it takes into account only one impact category. This paper tackled the CF in the wine sector, and more specifically the biogenic C exchanges during the LC of wine.

As regards methodological issues, the time horizon chosen for the analyses and the system boundaries selected are important. Two issues can be responsible for biogenic C exchanges in the wine LC; the agricultural phase (vineyards) and the use of natural cork stoppers in packaging. International standards were analysed and found to be lacking in providing with adequate guidelines for dealing with biogenic accounting in the wine LC. Wine sector processes need to be studied more in depth so that specific guidelines can be issued.

Because of many issues to be considered, no certain conclusions can be drawn with regard to if cork is a C sink or if the wine sector in general can be regarded as low-C. Finally, CF actually provides information for just one impact category. This may lead to misinterpretation of the results by both consumers and decision makers, thus leading them to wrong choices.

### References


Arzoumanidis, I, Zamagni, A, Raggi, A, Petti, L & Magazzeni, D 2013a, 'A model of simplified LCA for agri-food SMEs'. In: Salomone, R, Clasadonte, MT, Proto & M, Raggi, A eds. 'Product-Oriented Environmental Management System (POEMS) - Improving Sustainability and Competitiveness in the agri-food chain with innovative environmental management tools', Springer (in press).

Arzoumanidis, I, Petti, L, Raggi, A & Zamagni, A 2013b, 'Life Cycle Assessment (LCA) for the agri-food sector'. In: Salomone, R, Clasadonte, MT, Proto M & Raggi, A eds. 'Product-Oriented Environmental Management System (POEMS) - Improving Sustainability and Competitiveness in the agri-food chain with innovative environmental management tools', Springer (in press).

Bright, RM, Cherubini, F & Strømman, AH 2012, 'Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment', Environmental Impact Assessment Review, vol. 37, pp. 2–11.

Brandão, M, Levasseur, A, Kirschbaum, MUF, Weidema, BP, Cowie, AL, Jørgensen, SV, Hauschild, MZ, Pennington, DW & Chomkhamsri K 2013, 'Key issues and options in accounting for carbon sequestration and temporary storage in life cycle assessment and carbon footprinting', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 18, pp. 230-240.

BSI 2011, PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services, British Standards Institution, London.

BSI, DEFRA, DECC & BIS 2011, The Guide to PAS2050:2011 – How to carbon footprint your products, identify hotspots and reduce emissions in your supply chain.

Carlisle, E, Smart, DR, Browde, J & Arnold A 2009, Carbon Footprints of vineyard operations. Practical Winery & Vineyard Journal, viewed 21 Jan 2013, <http://www.practicalwinery.com/sepoct09/carbon1.htm>.

Cherubini, F, Strømman, AH & Hertwich, E 2011, 'Effects of boreal forest management practices on the climate impact of $CO_2$ emissions from bioenergy', Ecological Modelling, vol. 223, pp. 59– 66.

EMPA 2012, New data on the biofuel ecobalance: Most biofuels are not "green", viewed 15 Mar 2013, <http://www.empa.ch/plugin/template/empa/3/125597/---/l=2>.

European Commission (Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability) 2010, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. First edition. EUR24709EN, Luxembourg, Publications Office of the European Union.

Gazulla, C, Raugei, M & Fullana-i-Palmer, P 2010, 'Taking a life cycle look at crianza wine production in Spain: where are the bottlenecks?' International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 15, pp. 330–337.

Helin, T, Sokka, L, Soimakallio, S, Pingoud, K & Pajula, T 2012, 'Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment – a review', Global Change Biology: Bioenergy doi: 10.1111/gcbb.12016.

OIV 2011, General Principles of the OIV Greenhouse Gas Accounting Protocol for the vine and wine sector, Resolution OIV-CST 431-2011

IPCC 2000, In: Watson, RT, Noble, IR, Bolin, B, Ravindranath, NH, Verardo, DJ & Dokken, DJ (eds) 'Land-use, land-use change and forestry', Cambridge University Press, Cambridge.

Johnson, E 2009, 'Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right', Environmental Impact Assessment Review, vol. 29, no. 3, pp. 165–168.

Kujanpää, M, Pajula, T & Hohenthal C 2009, 'Carbon footprint of a forest product – challenges of including biogenic carbon and carbon sequestration in the calculations', Life Cycle Assessment of Products and Technologies: LCA Symposium, VTT, Espoo, Finland, 6 Oct.

Levasseur, A, Lesage, P, Margni, M & Samson, R 2012a, 'Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic life cycle assessment', Journal of Industrial Ecology, vol. 17, no. 1, pp.117–128.

Levasseur, A, Lesage, P, Margni, M, Brandão, M & Samson, R 2012b, 'Assessing temporary carbon sequestration and storage projects through land use, land-use change and forestry: comparison of dynamic life cycle assessment with ton-year approaches', Climatic Change, vol. 115, no. 3-4, pp. 759-776.

Olesen, JE & Bindi, M 2002, 'Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy', European Journal of Agronomy, vol. 16, pp. 239–262.

Pattara, C, Raggi, A & Cichelli, A 2012, 'Life Cycle Assessment and Carbon Footprint in the Wine Supply-Chain', Environmental Management, vol. 49, pp. 1247-1258.

Pereira, JS, Bugalho, MN & Caldeira, M 2008, 'From the Cork Oak to cork: A sustainable ecosystem', APCOR – Portuguese Cork Association, Santa Maria de Lamas, Portugal.

Peters, GP, Aamaas, B, Lund, MT, Solli, C & Fluglestvedt, JS 2011, 'Alternative global warming metrics in life cycle assessment: a case study with existing trasportation data', Environmental Science and Technology, vol. 45, no. 20, pp. 8633-8641.

Post, WM, Peng, T, Emanuel, WE, King, AW, Dale, VH & De Angelis, DL 1990, 'The global carbon cycle', American Scientist, vol. 78, no. 4, pp. 310-326.

Pregitzer, KS & Euskirchen ES 2004, 'Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age', Global Change Biology, vol. 10, pp. 2052–2077.

Rives, J 2011, Environmental evaluation of the cork sector in Southern Europe (Catalonia), Ph.D Thesis, Universitat Autònoma de Barcelona, Spain.

Rives, J, Fernandez-Rodriguez, I, Rieradevall, J & Gabarrell, X 2012, 'Environmental analysis of raw cork extraction in cork oak forests in southern Europe (Catalonia – Spain)', Journal of Environmental Management, vol. 110, pp. 236-245.

Smart, D, Carlisle, E & Spencer, R 2003, 'Carbon Flow Through Root and Microbial Respiration in Vineyards and Adjacent Oak Woodland Grassland Communities', Kearney Foundation of Soil Science: Soil Carbon and California's Terrestrial Ecosystems, final report: 2001018.

Sperow, M, Eve, M & Paustian, K 2003, 'Potential soil C sequestration on U.S. agricultural soils', Climatic Change, vol. 57, pp. 319-339.

Stella, A 2013, $CO_2$ di origine biogenica ed effetto serra: valutazione del ciclo di vita dei prodotti in legno, MSc Thesis (in Italian), prof. A Raggi (supervisor) Univ. G. d'Annunzio, Pescara, Italy.

van der Zanden, GJ & De Martino, V 2009, The truth about CO2 emissions in the wine industry, De Martino Reinventing Chile, viewed 08 Mar 2013, <http://www.txb-finewines.com/upload/The_truth_about_CO2_emissions_in_the_wine_industry_April_2009_223.pdf>.

Van Deusen, P 2010, 'Carbon sequestration potential of forest land: Management for products and bioenergy versus preservation', Biomass and Bioenergy, vol. 34, pp.1687-1694.

Vázquez-Rowe, I, Rugani, B & Benetto, E 2013, 'Tapping carbon footprint variations in the European wine sector', Journal of Cleaner Production, vol. 43, pp. 146-155.

WRI & WBCSD 2011, The Greenhouse Gas Protocol: Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting and Reporting Standard.

# Carbon footprint of “pasteurized liquid milk” life cycle

Matteo Guerci[1], Carlo Proserpio[2], Luciana Bava[1], Giampaolo Bilato[3]
[1]Dipartimento di Scienze Agrarie ed Ambientali, Università degli Studi di Milano,
Via Celoria 2, 20133 Milano, Italy
[2]Dipartimento di Design, Politecnico di Milano, Via Durando 10, 20158 Milano, Italy
[3]Distretto Latte Lombardo s.c.a.r.l., c/o Parco Tecnologico Padano – Cascina Codazza,
via Einstein, 26900 Lodi, Italy

carlo.proserpio@polimi.it

## Abstract

*In the last years there has been an increasing of global demand for dairy products particularly in developing regions, despite bovine milk production being criticized for its environmental impact such as greenhouse gas emission. To assess the environmental impact of a product it is crucial to consider the entire product chain, for this purpose Life Cycle Assessment (LCA) is a valuable tool, it allows to quantify the environmental burden of a product and to identify areas where the largest potential improvements can be made. In Europe dairy products contribute to 5% of global greenhouse gas emission for that reason in the last years the dairy industry has been extensively studied to determine its environmental impact. Italy is the 5th European milk producer but at the moment only few studies investigated the sustainability of Italian dairy sector. The aim of this work was to quantify the carbon footprint of the whole life cycle of 1 kg of pasteurized milk and to identify the environmental hot-spots of the process. A “cradle to grave” LCA was performed involving in the study a sample of 13 dairy farms and 2 dairies. Data were collected with personal interviews to the farmers or provided by the dairy companies, greenhouse gas emissions were estimated for each production phase in order to highlight the critical points of the milk life cycle. Not surprisingly the agricultural phase showed the higher environmental impact compared to the other phases due mainly to methane emission from enteric fermentation and manure storages. The dairy phase was the second contributor to the impact while other phases (distribution and final waste disposal) had a minor impact. The present study confirms previous findings that an improvement of environmental performances of the primary production is the key to mitigate the total impact even if other stages (i.e. processing and packaging) might be strategic to optimize energy use and to limit food and material waste.*

## 1. Introduction

There is an increasing global demand for dairy products despite bovine milk production being criticized for its environmental impact such as greenhouse gas emission (Yan et al., 2011). This increase, which has been particularly strong in developing regions, has largely been driven by growing populations and incomes: between 1980 and 2007 global milk production increased at annual 1.4% (Opio et al., 2011).

In Europe the environmental burden of food and drink products is significant, they are responsible for 20-30% of the environmental impacts of private consumption; meat have the greatest impact, while dairy products are the second most important contributor accounting for 5% of global greenhouse gas emission (Tukker et al., 2006). Italy produced the 9.02% of total EU15 milk delivered to dairy in 2012 (CLAL, 2013), the major part is used to produce cheese (72.9%) while 18.1% is processed to high quality liquid milk. The dairy industry is characterized by the association of different production systems: agriculture, livestock, dairy farming, transport, processing, packaging and product distribution. Although the primary phase (agricultural steps) of milk production contributes more than the consumer phase to the environmental impact (Fantin et al., 2012), the most efficient way to reduce emissions is to consider the whole value chain of a product (Flysjö, 2011).

For this reason it is important to identify how the different life cycle stages (food production, packaging, distribution and final waste disposal) contribute to the environmental impact in order to develop a more sustainable production and encourage users to consume in a more environmentally friendly fashion (Meneses et al., 2012). The aim of this study was to evaluate the carbon footprint of 1 kg of pasteurized liquid milk along its whole life cycle "from the cradle to grave" and to identify and discuss the environmental critic points of the chain.

## 2. Materials and methods

The International Organization for Standardization (ISO) has outlined the principles and framework of Life Cycle Assessment (LCA) found in ISO 14040 (ISO, 2006a) and its requirements and guidelines found in ISO 14044 (ISO, 2006b). As outlined with the ISO 14040 standard, there are 4 phases of an LCA:

- goal and scope definition (system boundaries, functional unit and allocation)
- inventory analysis
- impact assessment
- interpretation

### 2.1 System boundaries, functional unit and allocation

The system boundaries were defined in order to perform a "cradle to grave LCA" (Figure 1). Upstream processes included production of inputs (materials and energy) used at the farm and at the dairy level. Farm stage included all the activities related to primary milk production (animal housing and management, forage production, manure management, etc.) while the dairy stage considered all the processes related to milk processing and packaging. Transportation of milk from the farm to dairy was also part of the system as well as the consumption and the waste disposal. The functional unit (FU) was established as 1 kg pasteurized liquid milk. Allocation was applied only at farm stage between milk and meat using the biological allocation method proposed by IDF (2010), none allocation was assumed at the dairy stage because no co-products were considered in the process.

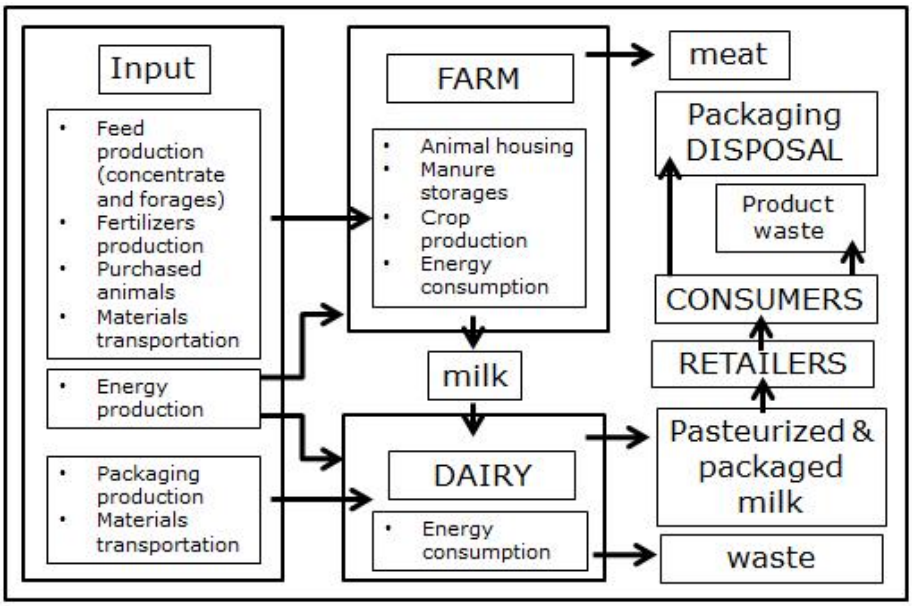



*Figure 1. System boundaries*

## 2.2 Inventory data

A sample of 13 dairy farms and 2 dairy companies were involved in the study. All the data related to farm activities were collected through personal interview to the farmers and the reference year is 2012. Data regarding the dairy processes as well as data related to production of packaging materials (1 liter PET bottle) were provided by the dairy companies and the reference year is 2011. Information about the conservation of milk in a domestic refrigerator were obtained from Indesit (2013). Data about waste form the final consumption (8% of purchased product) were taken from Garrone et al. (2002) and Holding (2010). Regarding the final packaging disposal three different treatment were considered: 40% of the wastes was recycled, 30% incinerated with energy production and 30% was lead to landfill disposal (Corepla, 2011).

## 2.3 Estimation of greenhouse gas (GHG) emission

### *2.3.1 Upstream processes connected to the farm*

Greenhouse gas (GHG) emission of the upstream processes linked to dairy farm were estimated using mainly Ecoinvent (2007) and LCA food DK (2007) databases. Production of roughages, concentrate feed, bedding materials and related transportation were accounted and also production of fertilizers and rearing of purchased animals were considered part of the system. Production of pesticides, detergents and few others minor inputs as well as farm buildings were excluded (Cederberg and Mattsson, 2000).

### *2.3.2 Farm processes*

Methane ($CH_4$) emissions from livestock enteric fermentations were estimated on the basis of the dry matter intake (DMI) of the herd and the energy content of 1 kg of dry matter (DM) was considered 18.45 MJ IPCC (2006a). Methane and nitrous oxide (direct and indirect) emissions from manure management were estimated using Tier 2 method of IPCC (2006a), as $CH_4$ and $N_2O$ emission factors differ among different storage systems, the proportion of manure handled with one system or another was accounted on the number of livestock units (LU) that are confined on litter or on liquid slurry storage system. Direct and indirect $N_2O$ losses from fertilizers application were respectively estimated following the Tier 2 and Tier 1 method suggested from IPCC (2006b) taking into account the amount of nitrogen applied to the soils from synthetic fertilizers and from manure (slurry and solid) plus the nitrogen from crop residues. All $N_2O$ emissions from manure handling were calculated on the bases of total nitrogen excreted by the herd which was estimated as proposed by the Tier 2 of IPCC (2006a) considering the amount of nitrogen intake minus the nitrogen retained by the animals (nitrogen excreted with milk plus nitrogen retained for growing). $CO_2$ emissions from fuel combustion were estimated on the basis of fuel consumption by each farm. Livestock respiration was not considered to be a net source of $CO_2$.

### *2.3.3 Dairy company and related inputs*

Milk transport from farms to dairies were included in the system on the base of average distance and fuel consumption. Estimation of emissions occurred during milk processing was carried out taking into account all the energy consumption at the dairy plant. Energy use mainly consisted in electricity and methane consumed for milk processing and storage but also energy used for milk handling and cleaning of machineries was accounted. The following phases were considered to assess the environmental impact of the dairy plant activity:

- Milk delivery: discharge of milk from the tanker, filtration, cooling and storage in tank
- Milk pasteurization: milk standardization, homogenization, pasteurization and storage in tank
- Milk packaging: filling of bottles and labeling
- Packaged milk storage and cooling
- Cleaning of machineries: first rinsing, washing with alkaline detergent, second rinsing, washing with acid detergent and last rinsing.

GHG emitted during these processes were assessed using Ecoinvent (2007) database. Production of machineries and buildings were excluded from the analysis because lack of data. The most important input used at the dairy plant was the packaging material. Emission related to the production of PET bottle, cap and label were estimated with the help of Ecoinvent (2007) database.

### *2.3.4 Consumption and disposal*

To evaluate the environmental impact and to identify the hotspots of the whole life cycle of 1 liter of pasteurized liquid milk also the downstream processes were evaluated, in particular emission related to the final consumption of milk and disposal of packaging materials were estimated. The transport of packaged milk from the dairies to the retailers and the refrigeration were not considered. Regarding the consumer phase, the impact from energy used to cool milk in a refrigerator of A+ class for three days was estimated using Ecoinvent (2007) Database. The impacts of the three end-of-life scenarios were modeled using Ecoinvent (2007) Database.

### *2.3.5 Impact assessment*

The Carbon Footprint (CF) of 1 kg of pasteurized liquid milk was assessed with the help of SimaPro (PRé Consultants, 2012) software in particular IPCC 2007 GWP 100a (IPCC, 2007) method was used.

## 3. Results and discussion

The carbon footprints of each farm and of each dairy plant plus impact related to downstream processes were analyzed to obtain a full LCA of pasteurized milk. The average CF of 1 kg of pasteurized milk was 1.72±0.20 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk, the present result is higher than the value found by the previous study of Fantin et al. (2012). If milk primary production alone is considered, the emissions estimated was 1.30±0.20 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk. The transportation of milk from farms to dairies contributed only for 0.023±0.001 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk while milk processing (including milk storage, pasteurization, packaging and plants washing) accounted for 0.12±0.03 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk. The production of packaging material alone had a significant impact (0.14±0.01 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$) as well as the final use of the consumer (0.12±0.003 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk). Waste disposal had a minor contribution to the impact (0.023±0.001 kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk). Figure 2 shows the contribution to CF from the different stages of the whole milk life cycle.

The contribution of the farm stage (upstream and on-farm processes) was found to be the most significant in fact it accounted for 75.7% of the total CF. The findings are consistent with those of Eide (2002), Hospido et al. (2003), Flysjö (2011), Fantin et al. (2012) and Meneses et al. (2012) who found that the agricultural phase of milk production was the crucial element.

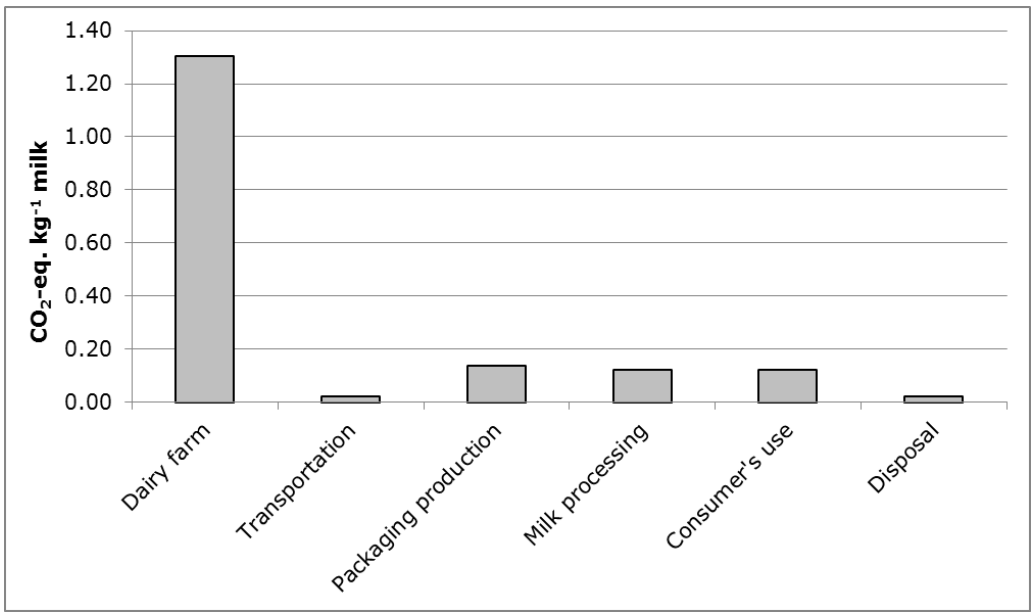



*Figure 2. Carbon footprint of milk life cycle (kg $CO_2$-eq $kg^{-1}$ milk)*

In our study the CF associated to the primary production was much more high compared to the studies cited before but consistent to what found by Thomassen et al. (2008), Castanheira et al. (2010) and Guerci et al. (2012). Anyway comparison between LCA studies have to be made with caution because it is well known that the final outcomes might be affected by several basic assumption and data quality.
Since the farm stage was responsible of the largest share of CF of pasteurized milk the disaggregated impacts of this phase are detailed in Figure 3. Enteric emissions contributed for 38.7%±4.10 of the impact followed by storages emissions which accounted for 17.2%±4.60. Methane alone (mainly from enteric emission) was responsible of 52.6%±3.50 of total GHG emission of this phase. Also the contribution of $N_2O$ emitted during farm crop production was significant in fact this compartment accounted for 9.2%±2.60. Farm energy use lead to $CO_2$ emission due mainly to fuel combustion and its contribution was 7.5%±1.90% of total impact.

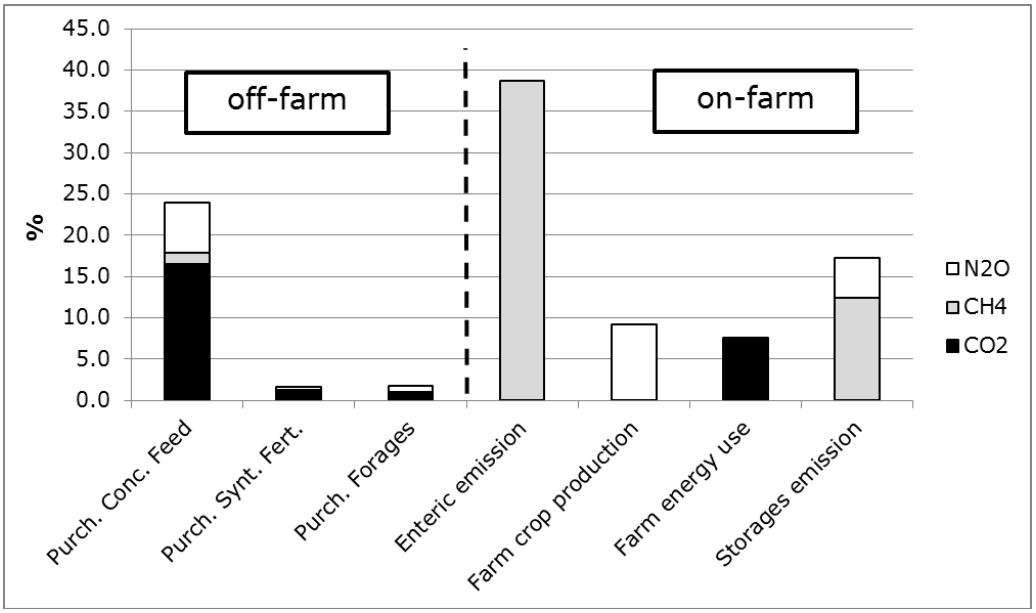



*Figure 3. Contributions of the different activities (on-farm processes plus off-farm input production) to the carbon footprint of the "farm stage"*

Looking at the external input the main share of emission was related to the production of commercial feed used in animal feeding. This process alone is the second source of GHG of the farm stage (accounting for 24.1%±5.3 of emission) due mainly to $CO_2$ emitted during feed processing and transportation of materials and $N_2O$ emitted during crop production. The production of synthetic fertilizers and of purchased forages had a minor contribution to the impact.

The processes that follow the primary production together accounted for 24.3% of total impact. Figure 4 shows the contributions to GHG emission of the "post-farm stage".

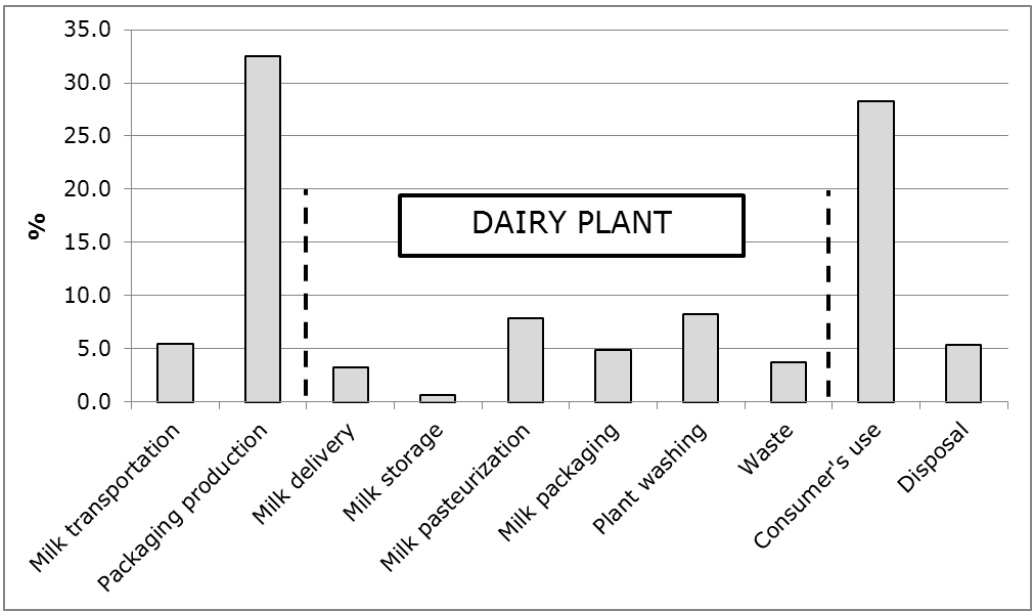



*Figure 4. Contributions of the different activities to the carbon footprint of the "post-farm stage"*

The transportation of raw milk from the farm to the dairy had a low impact on GHG emission. On the contrary the production of packaging material had the higher contribution on the impact of "post-farm" activities (32.5%). The type of packaging can affect the environmental impact at different levels: for the production of packaging material itself and for the various disposal options. Meneses et al. (2012) pointed out that quantify and compare the impact of different packaging alternatives is an important issue to reduce the emissions of milk life cycle, moreover the choice of optimal packaging size should guarantee minimum product losses and maximum ease of use for consumers. Considering processes at the dairies, pasteurization and packaging accounted for 7.83% and 4.86% respectively, but the main contribution to environmental impact was related to the washing activities of plant machineries (8.24%).

The consumer phase had a significant influence on the result (28.3%), the storage in refrigerators at homes is the main responsible but also the product waste had an important role because milk is a fresh product, with a rather short storage time, which may increase loss in the consumer phase (Eide, 2002). Final packaging disposal had a minor impact on CF of "post-farm stage" (5.30%) that is due to the recovering of energy from the incineration process.

## 4. Conclusions

The purpose of the current study was to examine the total life cycle of pasteurized milk and to determine the importance of each phase on the impact. Even if the current investigation was limited on a sample of 13 dairy farms and 2 dairies, the results confirm previous findings that the agricultural steps of food production contribute more to the environmental impact than the transportations, the milk processing and the consumer phase. The primary production might be considered the “key-point” for a more sustainable milk life cycle, and a slightly reduction of emission at this level could give a great contribution to the mitigation of global impact. Beside global warming potential other environmental impact categories (i.e. acidification and eutrophication) are heavily affected by food production and processing, for that reason further experimental investigations are needed to estimate the environmental burden of milk production chain in a wider perspective.

**Acknowledgements**

This research was supported by Distretto Latte Lombardo in collaboration with the Department of Design - Politecnico of Milan, the Department of Agriculture and Environmental Science – University of Milan and Agricola 2000. The study was part of the project funded by the *Ministero dell’ambiente e della tutela del territorio e del mare* for the evaluation of the Carbon Footprint of goods of large consumption.

## 5. Bibliography

Castanheira, ÉG, Dias, AC, Arroja, L, Amaro, R, 2010. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. Agr. Syst. 103, 498–507.

Cederberg, C, Mattsson, B, 2000. Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. J. Clean. Prod. 8, 49–60.

CLAL, 2013. http://www.clal.it/ - visited March 2013.

Corepla, 2011. Relazione sulla gestione 2011.

Econivent, 2007. Ecoinvent Centre 2007, ecoinvent data v2.0 – Final reports ecoinvent 2000 No. 1-15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. In: SimaPro PhD 7.3.3/Database/Professional/Ecoinvent.

Eide, MH, 2002. Life Cycle Assessment (LCA) of industrial milk production. Int J LCA 7 (2), 115-126

Fantin, V, Buttol, P, Pergreffi, R, Masoni, P, 2012. Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. J. Clean. Prod. 28,150–159

Flysjö, A, 2011. Potential for improving the carbon footprint of butter and blend products. J. Dairy Sci. 94, 5833–5841.

Garrone, P, Melacini, M, Perego, A, 2002. Dar da mangiare agli affamati. Le eccedenze alimentari come opportunità, Fondazione sussidiarietà - Politecnico di Milano, Guerini e Associati 2002.

Guerci, M, Bava, L, Zucali, M, Sandrucci, A, Penati, C, Tamburini, A, 2013. Life cycle assessment of milk production of 41 intensive dairy farms in north Italy. J. Dairy Res. Accepted

Holding, J, 2010. Household Food and Drink Waste linked to Food and Drink Purchases, DEFRA.

Hospido, A, Morieira, MT, Feijoo, G., 2003. Simplified life cycle assessment of Galician milk production. Int. Dairy J. 13, 783-796

IDF, 2010. Bulletin of the IDF No 445/2010. A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy sector. International Dairy Federation, Brussels, Belgium (2010).

Indesit, 2013. Personal communication.

IPCC 2007. IPCC Fourth Assessment Report. Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html - Visited in June 2012

IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management 1-87 http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf - visited May 2012

IPCC, 2006b. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 11: N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application 1-54
http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf - visited May 2012

ISO, 2006a. International Organization for Standardization. Environmental Management- Life Cycle Assessment - Principles and Framework ISO 14040.

ISO, 2006b. International Organization for Standardization. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines ISO 14044.

LCA food DK, 2007. LCA Food Database. http://www.lcafood.dk/ - visited May 2012.

Meneses, M, Pasqualino, J, Castells, F, 2012. Environmental assessment of the milk life cycle: the effect of packaging selection and the variability of milk production data. J. Env. Mang. 107, 76-83

Opio, C, Gerber, P, Steinfeld, H, 2011. Livestock and the environment: addressing the consequences of livestock sector growth. Adv. Anim. Biosci. 2:3, 601-607.

PRé Consultants, 2012. SimaPro 7.3.2, LCA software. Amersfoort. The Netherlands. www.pre.nl

Thomassen MA, van Calker KJ, Smits MCJ, Iepema GL, de Boer IJM, 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agr. Syst., 96, 95–107.

Tukker, A, Huppes, G., Guinée, J, Heijungs, R, de Koning, A, van Oers, L, Suh, S, Geerken, T, Van Holderbeke, M, Jansen, B, Nielsen, P, 2006. Environmental Impacts of Products (EIPRO). Analysis of the Life Cycle Environmental Impacts Related to the Final Consumption of the EU-25. Main Report. European Commission, Joint Research Centre.

Yan, M-J, Humphreys, J, Holden, NM, 2011. An evaluation of life cycle assessment of European milk production. J. Envrion. Manage. 92, 372-379.

# L' analisi del ciclo di vita dello zucchero Zefiro

Alessandra, Zamagni[1]; Pier Luigi, Porta[2]; Paolo, Masoni[2]; Luigi Savini[3],
Marco Silvagni[3], Vincenzo di Ruocco[4]
[1]Ecoinnovazione srl – Spinoff ENEA
[2]Laboratorio LCA ed Ecoprogettazione – ENEA
[3]Eridania Sadam S.p.A., Stabilimento di S.Quirico
[4]Eridania Italia S.p.A., Direzione Stabilimento di Russi e Prodotti Confezionati

a.zamagni@ecoinnovazione.it

## Abstract

*Nell'ambito del programma nazionale "Analisi dell'impronta di carbonio nel ciclo di vita dei prodotti di largo consumo", cofinanziato dal Ministero dell'Ambiente, Eridania Sadam ha condotto, con il supporto di Ecoinnovazione srl e di ENEA, un'analisi del ciclo di vita sul prodotto Zefiro, con due principali obiettivi: i) valutare l'impronta di carbonio del prodotto confezionato Zefiro destinato al consumo al dettaglio; ii) creare valore aggiunto al prodotto Zefiro, comunicando anche le sue caratteristiche ambientali al consumatore, tramite le realizzazione di una Dichiarazione Ambientale di Prodotto. Lo studio ha consentito di identificare come la Carbon Footprint sia un indicatore rilevante per il prodotto zucchero ma non l'unico: elemento che sottolinea come un' analisi che si limita alla sola CF non sempre sia in grado di cogliere tutti gli elementi rilevanti.*
*L'analisi condotta servirà come base per l'identificazione delle strategie per la riduzione delle emissioni di $CO_2$ equiv. nella filiera di produzione dello zucchero da barbabietola.*

## 1. Introduzione

La Carbon Footprint (CF) sta avendo un momento di interesse molto crescente, grazie alla sua facile comunicabilità e al legame diretto con quello che viene percepito come il problema ambientale più rilevante odierno, il cambiamento climatico. Numerose sono le iniziative internazionali che ne hanno promosso la diffusione, mentre in Italia solo recentemente sono state intraprese iniziative in tal senso. In particolare, il Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare – Direzione generale per lo sviluppo sostenibile, il clima e l'energia, nel 2011 ha finanziato un programma nazionale "Analisi dell'impronta di carbonio nel ciclo di vita dei prodotti di largo consumo", finalizzato al raggiungimento dei seguenti obiettivi: i) Analizzare l'impronta di carbonio dei prodotti di largo consumo nelle diverse fasi del ciclo di vita; ii) Individuare le possibili misure da attuare per la riduzione delle emissioni nel ciclo di vita; iii) Individuare le possibili misure per la neutralizzazione dell'impronta di carbonio; iv) Individuare la strategia e le iniziative di comunicazione al pubblico dei risultati del progetto.
Tra le aziende selezionate attraverso un bando, Eridania partecipa con il prodotto "zucchero", ponendosi due obiettivi principali:

- Valutare l'impronta di carbonio del prodotto confezionato Zefiro destinato al consumo al dettaglio.
- Valorizzare la filiera italiana di produzione dello zucchero, creando valore aggiunto sia per il consumatore industriale che per il consumatore finale.

La CF è uno strumento di facile comunicazione al pubblico (Luciani et al. 2011; Finzi et al 2012) e questa facilità ne ha indubbiamente incoraggiato la diffusione, rendendolo uno strumento di grande interesse sia per le aziende che per il decisore pubblico. L'importanza di tale metodo è stata sottolineata anche dal Comitato di indirizzo per l'LCA della SETAC Europa (SETAC Europe LCA Steering Committee, 2008), il quale tuttavia ha anche espresso la sua preoccupazione che metodi troppo semplificati possano indirizzare erroneamente le implicazioni ambientali di prodotti e servizi e quindi condurre a risultati controproducenti per l'ambiente. Questo è specialmente vero nel caso in cui la valutazione sia limitata ad un singolo indicatore e non consideri altri impatti ambientali potenziali.

Per questi motivi, lo studio relativo al prodotto zucchero è andato al di là dell'analisi di CF ma ha interessato un ampio set di categorie d'impatto. Di fatto, riguardo al CF di prodotto e al suo confronto con una LCA completa sono da sottolineare due aspetti: primo, lo sforzo necessario per applicare i due strumenti non differisce in modo significativo; secondo, l'LCA consente di evidenziare anche altri possibili impatti significativi oltre al cambiamento climatico, al fine di una corretta identificazione delle reali problematiche ambientali del prodotto e definizione dei successivi interventi di miglioramento ed ottimizzazione senza incrementare altri impatti.

## 2. Metodologia

Lo studio è stato effettuato da Ecoinnovazione srl, un recente spinoff ENEA, adottando lo stato dell'arte della metodologia LCA, in accordo con i seguenti standard e linee guida:

- ISO 14040: 2006 (ISO 14040, 2006a)
- ISO 14044: 2006 (ISO 14044, 2006b)
- International Reference Life Cycle Data System, Handbook. General guidance for life cycle assessment. Detailed guidance (EC-JRC, 2010).
- ISO 14025:2006 e le regole del sistema Environdec per la Dichiarazione Ambientale di Prodotto (DAP) (ISO 14025, 2006; EPD, 2008a,b)

Dal momento che lo studio era finalizzato a supportare la pre-certificazione della DAP per i prodotto zucchero Zefiro, ogniqualvolta si sono verificati conflitti nelle indicazioni metodologiche dei diversi sistemi sopra citati, le regole del sistema Environdec sono state seguite in via prioritaria rispetto alle raccomandazioni dell'ILCD.
La quantificazione dell'impronta carbonio e degli altri indicatori significativi rispetto al prodotto studiato, è effettuata con il supporto del software GaBi5 e utilizzando la banca dati Ecoinvent 2.2. L'anno di riferimento adottato per lo studio è il 2010. Lo studio è stato sottoposto a verifica da parte di esperti ENEA (Fantin, 2013).

### 2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione

Lo studio ha l'obiettivo di valutare l'impronta di carbonio e gli altri impatti ambientali significativi del prodotto zucchero confezionato in pacchi da un chilo e commercializzato con il marchio Zefiro, destinato al consumo al dettaglio.
Le applicazioni previste dello studio sono: i) identificazione degli aspetti critici della produzione dello zucchero, per identificare le fasi su cui attuare successivi interventi di miglioramento; ii) costituzione della base tecnica da cui derivare la DAP per il prodotto zucchero a marchio Zefiro.
Lo studio non supporta asserzioni comparative destinate al pubblico.
In accordo con gli obiettivi, l'unità funzionale è data da 1 kg di zucchero Zefiro da barbabietola contenuto in un astuccio in cartoncino triplo accoppiato.
I confini del sistema comprendono le seguenti fasi:

- la fase agricola: semina, coltivazione e raccolta delle barbabietole di varietà differenti;
- la fase di trasformazione industriale della barbabietola da zucchero (San Quirico, PR): trasporto delle barbabietole dai campi al sito di trasformazione; stoccaggio; pretrattamento barbabietole; produzione zucchero e melasso; raffinazione zucchero; vagliatura; produzione calce viva; centrale termica ed elettrica; depurazione acque; gestione rifiuti prodotti;
- la fase di confezionamento (Russi, RA): realizzazione dell'astuccio e degli imballaggi; trasporto di una piccola quota di zucchero proveniente dalla Francia ; vagliatura;
- La fase di trasporto ai centri di distribuzione;
- Il fine vita dell'imballaggio del prodotto finito.

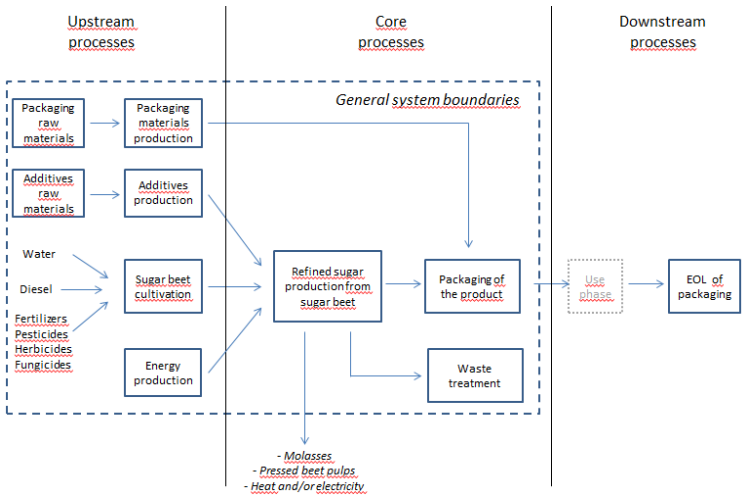



*Figura 1. Rappresentazione del ciclo di vita del prodotto zucchero Zefiro*

L'intero ciclo di vita del prodotto è schematizzato in Figura 1.

Il mix utilizzato per la produzione di energia elettrica è quello italiano presente nella banca dati Ecoinvent v2.2 e considera sia le diverse fonti energetiche che le dispersioni dovute al sistema di distribuzione.

### *2.1.1. Cut-offs e assunzioni*

Relativamente ai cut-off, sono stati esclusi i seguenti processi e flussi:

- I dati relativi alla costruzione dell' impianto di produzione dello zucchero e di imballaggio, in quanto il loro impatto sul prodotto finale è trascurabile (Klenk et al., 2012);
- le emissioni dirette legate all'utilizzo di fertilizzanti fosfatici in quanto non significativi rispetto alle emissioni dirette da fertilizzanti azotati (Fantin et al. 2012);
- le emissioni in campo dovute all'utilizzo dei pesticidi, in quanto - in linea con il sistema Environdec– non sono state incluse le categorie d'impatto legate alla tossicità, che ne valutano gli effetti.
- È stato applicato un cut-off del'1% in massa. Risultano pertanto esclusi dal sistema l'imballaggio delle materie prime (sia quelle utilizzate in fase agricola che quelle in fase di produzione e di imballaggio) e il loro trasporto, nonché gli ausiliari, in quanto non significativi sia in termini di inventario che sui profili di impact assessment;

Relativamente alle assunzioni, sono state adottate e documentate le seguenti:

*Fase agricola*:

- Si è considerato un ciclo di coltivazione generico coerente con le pratiche agricole consigliate per questo tipo di coltura per la specifica zona geografica e climatica.
- Variabilità della resa: nel 2010 è stata considerata una resa di 59,55 tonnellate per ettaro, a fronte di una variazione dalle 45 alle 70 tonnellate per ettaro.
- Variabilità dei consumi di carburante dei macchinari, a seconda del tipo di suolo, delle sue condizioni e di quelle climatiche al momento della lavorazione. Abbiamo assunto una variabilità pari al 40%, variabile che è stata poi testata con un'analisi di sensibilità.

*Fase di produzione*:

- Per il trasporto delle barbabietole dai campi allo stabilimento, si è considerato un camion con capacità di carico maggiore di 32 tonnellate Euro 3
- Per la quota di zucchero che proviene dalla Francia, è stata considerata una distanza conservativa di 1100 km via treno.

*Fine vita dell'imballaggio*:

- Per il fine vita dell'imballaggio primario è stato creato uno scenario generico di trattamento dei rifiuti per ogni frazione di rifiuto prodotto, utilizzando i dati del Rapporto Rifiuti 2012 (ISPRA, 2012) contenente i dati relativi alla raccolta e trattamento dei rifiuti urbani del 2010

## 2.2. Analisi d'inventario

Per la costruzione dell'inventario sono stati utilizzati dati primari, dati secondari (di database o di letteratura) e dati stimati e calcolati utilizzando equazioni e modelli (per le emissioni derivanti dall'uso dei fertilizzanti). In particolare nella *fase agricola*, i dati riguardanti le lavorazioni ed i trasporti, sono dati primari forniti da esperti di Eridania Sadam e riguardano il tipo di lavorazione o trattamento ed il relativo consumo medio orario per ettaro. I dati forniti si riferiscono ad un ciclo generico coerente con le pratiche agricole consigliate per questo tipo di coltura per la specifica zona geografica. Per le lavorazioni sono stati utilizzati i processi presenti nella banca dati Ecoinvent 2.2. Per quanto riguarda i pesticidi, erbicidi e fungicidi, il principio attivo è stato fornito direttamente dai tecnici dell'azienda. Sono inoltre state considerate le emissioni dirette ed indirette derivanti dall'uso di fertilizzanti chimici azotati secondo i suggerimenti dell'IPPC (IPCC; 2006).
Per quanto riguarda la *fase di produzione*, i dati relativi ai consumi e alle emissioni dirette dall'impianto sono stati ottenuti rispettivamente all'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA, 2010) e dalla documentazione relativa all'Emission Trading (Emission Trading, 2010).
Per la *fase di imballaggio*, i dati relativi ai materiali impiegati e al consumo sono stati raccolti presso lo stabilimento. Sono stati inoltre considerati i consumi elettrici del muletto impiegati per la movimentazione interna e gli scarti d'imballaggio.
I trasporti sono stati calcolati utilizzando i processi di banca dati Ecoinvent 2.2 considerando il tipo di mezzo, il carico trasportato ed i chilometri percorsi. Per quanto riguarda i rifiuti, è stato ricostruito uno scenario generico di trattamento dei rifiuti per ogni frazione di rifiuto prodotto, utilizzando i dati del Rapporto Rifiuti 2012 contenente i dati relativi alla raccolta e trattamento dei rifiuti urbani del 2010 (ISPRA, 2012). I dettagli della fase d'invnetario sono riportati nel rapporto tecnico dello studio di LCA (Ecoinnovazione, 2013).

### *2.2.1. La gestione della multifunzionalità*

Dalla trasformazione della barbabietola oltre allo zucchero il processo origina i seguenti prodotti secondari: melasso, polpe (fresche e surpressate) e calci di defecazione. In accordo con gli obiettivi dello studio, la multifunzionalità è stata gestita considerando come prioritari i requisiti del sistema internazionale Environdec ®, per i quali un approccio attribuzionale deve essere adottato e conseguentemente la multifunzionalità deve essere gestita con l'allocazione.
Per il caso studio in oggetto, si è utilizzato come criterio il saccarosio: partendo da un contenuto totale di saccarosio nelle barbabietole del 100%, l'83% diventa zucchero, il 15% melasso, il restante 2% si perde negli altri coprodotti.

## 2.3. Valutazione degli impatti

In accordo con quanto definito nei campi dall'applicazione dello studio, la valutazione degli impatti è stata effettuata rispetto alle categorie d'impatto e relativi modelli di caratterizzazione raccomandati dal sistema Environdec, aggiornati. Ai fini dell'interpretazione, i risultati sono stati anche normalizzati. Il metodo di normalizzazione utilizzato è il CML2001 - nov. 2010, EU25+3, che utilizza come fattori di normalizzazione le emissioni totali annuali dell' Europa 25+3.

## 2.4. Interpretazione

Dai risultati di caratterizzazione emerge come la fase produzione dello zucchero e quella agricola di coltivazione della barbabietola contribuiscano in misura maggiore a tutte le categorie d'impatto analizzate. L'imballaggio, la distribuzione ed il fine vita incidono in modo marginale.

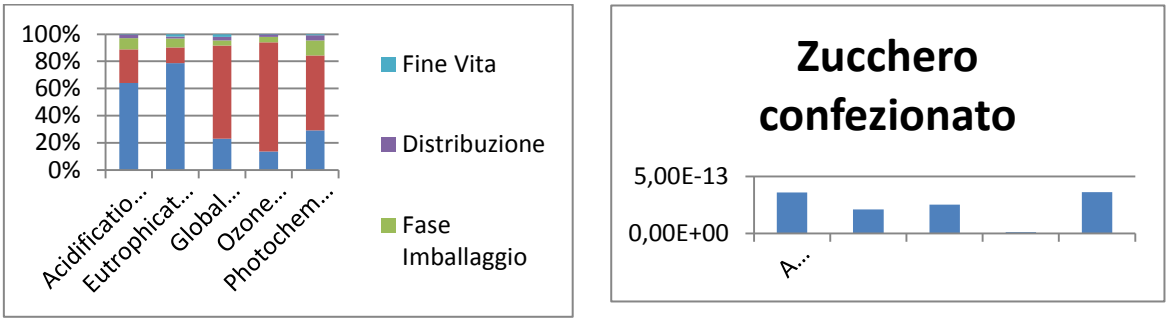



*Figura 2 e 3. Risultati caratterizzati (a sx) e normalizzati (a dx) relativi ad 1 kg di zucchero confezionato*

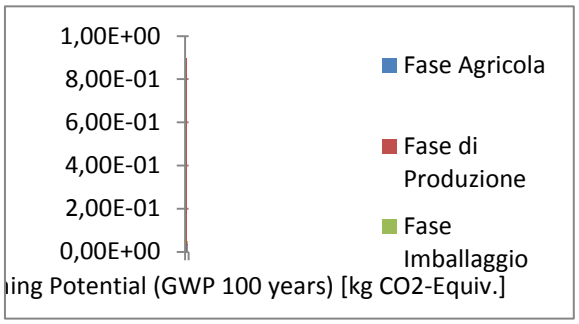



*Figura 4. Risultati della Carbon Footprint riferiti ad 1 kg di zucchero confezionato*

In Figura 4 sono riportati i risultati della CF, che per 1 kg di zucchero confezionato è pari a 1,31 kg $CO_2$ equiv.

Dalla normalizzazione emerge che le categorie d'impatto più significative sono l'Acidification Potential (AP), il Photochemical Ozone Creation Potential (POCP), il Global Warming Potential (QWP) e l'Eutrophication Potential (EP). Le tre categorie d'impatto evidenziate dalla normalizzazione mostrano trends analoghi nelle diverse fasi del ciclo di vita, con qualche eccezione nel caso dell' AP e dell'EP.

La fase di produzione dello zucchero risulta quella più rilevante dal punto di vista dei potenziali impatti ambientali per le categorie POCP e GWP. Per tutte le categorie d'impatto, questo è dovuto all'utilizzo di grandi quantità di energia elettrica e termica necessarie al processo produttivo, che incidono fortemente sulla quantità di emissioni in atmosfera. A questi si aggiunge il processo di trasporto delle barbabietole dai campi allo stabilimento per la lavorazione.

La fase agricola contribuisce per circa il 25% nel caso della CF, mentre ha un'incidenza maggiore per il POCP, l'AP e l'EP, pari rispettivamente a circa il 35%, 45%, il 70% e l'80%. I contributi maggiori sono legati a due aspetti: i) la produzione e utilizzo di fertilizzanti azotati e fosforici; ii) i consumi di carburante legati alle lavorazioni del terreno, in particolare l'aratura, la preparazione del letto di semina, l'estirpatura e l'irrigazione.
La fase di imballaggio ha un'incidenza del 10% solamente nel caso dell'AP e del POCP, legata principalmente alla produzione di carta (in particolar modo la carta patinata colorata) per il confezionamento del prodotto.
La distribuzione e il fine vita sono trascurabili in tutti e quanti i casi esaminati.

### *2.3.1 Analisi di sensibilità*

È stata condotta un'analisi di sensibilità per valutare se e come le scelte metodologiche e le assunzioni fatte possono influenzare i risultati delle diverse categorie d'impatto. L'analisi è stata effettuata su due parametri impiegati nella fase agricola, sui quali c'è una maggiore variabilità:

- La resa di produzione delle barbabietole (variazione dalle 45 alle 70 tonnellate per ettaro; dato considerato nello studio: 59,55);
- Il consumo di carburante dei macchinari impiegati nella fase agricola (variazione fino al 40%).

I parametri sono stati valutati in concomitanza, utilizzando tre intervalli massimo, medio e minimo, nelle loro combinazioni. L' analisi condotta mostra che i due parametri incidono solamente sulla Carbon Footprint con variazioni inferiori al 10%, che risultano pertanto non incisive tenendo conto che i due parametri agiscono sulla fase agricola la quale influisce per circa un 20%.
Per quanto riguarda le assunzioni metodologiche, un aspetto che incide fortemente sullo studio è la gestione della multifunzionalità. La letteratura riporta diversi studi relativi allo zucchero da barbabietola in cui la multifunzionalità viene gestita principalmente attraverso l'approccio del prodotto evitato, il criterio economico o relazioni fisiche quali: massa, quantitativo di sostanza secca, contenuto energetico (Klenk et al., 2012). Tra i criteri citati, quelli basati su relazioni fisiche sono sconsigliati in quanto non consentono di allocare tutti i co-prodotti del sistema, mentre viene fortemente raccomandato l'utilizzo del prodotto evitato, non consentito invece dal sistema EPD. Per l'obiettivo primario della CF, il profilo d'impatto ottenuto e l'incidenza delle diverse fasi del ciclo di vita, è in linea con i valori analizzati in letteratura quando non si applica il metodo degli impatti evitati.

## 3. Conclusioni

Lo studio ha consentito di identificare come la CF sia un indicatore rilevante per il prodotto zucchero ma non l'unico: le categorie d'impatto AP, EP e POCP si sono rivelate altrettanto se non maggiormente significative, elemento che sottolinea come una analisi che si limita alla sola CF non sempre sia in grado di cogliere tutti gli elementi rilevanti. La fase di produzione dello zucchero è la più significativa per tutte le categorie analizzate, a causa degli elevati consumi energetici. Un altro elemento che contribuisce è il trasporto delle barbabietole dai campi allo stabilimento: a causa dell'aumentato raggio di approvvigionamento. La riforma OCM (Organizzazione Comune di Mercato) dello zucchero ha dato origine a diverse conseguenze nel settore, tra le quali ad esempio una serie di dismissioni che hanno portato le aziende ad allontanarsi dalla coltivazione della bietola, a favore di iniziative di sviluppo in altri settori. Queste dismissioni a favore di nuove coltivazioni hanno portato anche alla sottrazione di superfici in certi areali, con conseguenze anche sul raggio di approvvigionamento della materia prima bieticola per gli impianti di processamento dello zucchero.

Relativamente alla fase agricola, gli aspetti più significativi sono relativi all'utilizzo dei fertilizzanti e ai consumi di carburante delle macchine agricole.
L'analisi condotta servirà come base per l'identificazione delle strategie per la riduzione delle emissioni di $CO_2$ equiv. nella filiera di produzione dello zucchero da barbabietola.

# 4. Bibliografia


Autorizzazione Integrata Ambientale 2010, Ditta: Eridania Sadan S.p.a

Ecoinnovazione 2013, "Rapporto tecnico relativo allo studio di LCA per il calcolo dei potenziali impatti ambientali della produzione di 1 kg di zucchero da barbabietola", rev.2, marzo 2013.

Emission Trading 2010, Ditta: Eridania Sadan S.p.a

European Commission-Joint Research Center 2010, International reference Life Cycle data System Handbook. General Guidance for life cycle assessment. Detailed Guidance.

Fantin, V 2013, "Revisione critica di LCA per il calcolo dei potenziali impatti ambientali della produzione di 1 kg di zucchero da barbabietola", Rapporto tecnico ENEA; UTVALAMB-P9VF-010.

Fantin, V, Buttol, P, Pergreffi, R & Masoni, P 2012, "Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study", Journal of Cleaner Production 28 , pp. 150-159

Finzi, F, Luciani, R & Masoni, P 2012 "Produzione e consumo sostenibile. Strategie e strumenti", Energia Ambiente Innovazione. 06/2012

Luciani, R, Masoni, P & Santino, D 2011, "Indicatori di sostenibilità ambientale: la carbon footprint", Energia Ambiente Innovazione. 03/2011

ISO 14025:2006, Environmental labels and declarations -- Type III environmental declarations -- Principles and procedures, Geneva

ISO 14040:2006a, Environmental management—Life cycle assessment - Principles and framework, Geneva

ISO 14044:2006b, Environmental management—Life cycle assessment - Requirements and guidelines, Geneva

IPCC 2006, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use, Vol. 4. Intergovernmental Panel on Climate Change. Viewed March 2013, www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html

ISPRA 2012, Rapporto Rifiuti Urbani 163/2012

Klenk, I, Landquist, Band Ruiz de Imaña, O 2012, "The Product Carbon Footprint of EU beet sugar", Reprint from SUGAR INDUSTRY / ZUCKERINDUSTRIE 137 No. 3, 169–177, and No. 4 Verlag Dr. Albert Bartens, Berlin, Germany

SETAC Europe LCA Steering Committee 2008, "Standardisation Efforts to Measure Greenhouse Gases and 'Carbon Footprinting' for Products", International Journal of Life Cycle Assessment 13 (2) 87–88

The International EPD 2008a, Introduction, intended uses and key programme elements for Environmental Product declaration – EPD. Version 1.0 dated 2008-02-29

The International EPD 2008b, Supporting Annexes for Environmental Product Declarations. Version 1.0 dated 2008-02-2

# Analisi del ciclo di vita di latte bovino ad alta qualità prodotto in centro Italia. Caso studio

Andrea Vitali, Giampiero Grossi, Alessandro Nardone, Nicola Lacetera
Dipartimento di scienze e tecnologie per l'Agricoltura, le Foreste, la Natura e l'Energia,
Università degli Studi della Tuscia, Viterbo 01100, Italy
mail@andreavitali.it

## Abstract

*La produzione del latte si associa a effetti ambientali indesiderati. L'analisi del ciclo di vita (LCA) valuta l'impatto ambientale delle fasi di un processo produttivo. In questo studio è stato valutato l'impatto ambientale, tramite LCA, relativo alla produzione di un litro di latte ad alta qualità in bottiglia di polietilene tereftalato, valutato all'uscita dello stabilimento. L'analisi ha pure previsto la valutazione dell'effetto ambientale della presenza in allevamento di un biodigestore. Il confine del sistema ha incluso le attività di campo e stalla, il trasporto dei flussi di input e output e le fasi di lavorazione e imbottigliamento. La presenza del biodigestore è risultata associata alla diminuzione del 10% delle emissioni di gas climalteranti e a un aumento dell'11% di quelle acidificanti. La water footprint ha evidenziato un consumo di acqua di 832 litri/litro di latte.*

## 1. Introduzione

La sostenibilità ambientale delle produzioni zootecniche è un concetto sempre più discusso dall'opinione pubblica. L'analisi del ciclo di vita o LCA è una valutazione integrale dell'impatto ambientale di un prodotto o un servizio e considera tutte le fasi del ciclo di vita (ISO, 2006). La produzione di latte è una attività agro-zootecnica che si associa a numerosi effetti ambientali collaterali come le emissioni di gas serra o l'eutrofizzazione delle acque superficiali. Alcuni studi hanno già valutato le performance ambientali della produzione del latte tramite LCA (Fantin et al., 2011; Yan et al., 2011). Le maggiori criticità ambientali evidenziate sono da ricondurre alla concimazione per le pratiche agronomiche, alla fermentazione enterica e alla gestione delle deiezioni per le fasi di allevamento, mentre le fasi di trasporto e di lavorazione incidono poco. L'individuazione dei punti di maggiore pressione ambientale, presenti nell'intero ciclo produttivo, consente di adottare soluzioni che aumentino la sostenibilità del prodotto. Ad esempio è riportato come una diversa gestione delle deiezioni può migliorare alcune performance ambientali (Lansche e Muller, 2012). L'obiettivo del presente studio è stato quello di individuare le criticità ambientali presenti nel ciclo di vita relativo alla produzione di latte bovino ad alta qualità (AQ) e alla verifica degli effetti ambientali derivanti dalla presenza di un biodigestore per la produzione di energia rinnovabile.

## 2. Materiali e metodi

### *2.1. Obiettivi dello studio*

Gli obiettivi principali del presente studio, condotto in conformità alle norme della serie ISO 14040, sono stati:

- la valutazione ambientale tramite analisi LCA di una confezione di latte AQ imbottigliato in polietilene tereftalato (PET) come scenario di riferimento;
- la valutazione, rispetto allo scenario di riferimento, dell'effetto ambientale riconducibile al trattamento anaerobico delle deiezioni attraverso biodigestore (scenario con biodigestore).

### *2.2. Unità funzionale*

L'unità funzionale è stata definita come un litro di latte AQ contenuto in una confezione PET e calcolata all'uscita della centrale del latte. Il litro di latte è stato standardizzato al 4% di grasso e al 3,3% di proteine (FPCM) secondo la seguente relazione (FAO, 2010):

FPCM (L)= Latte (L) *(0,0337 + 0,116 * grasso % + 0,06 * proteine %).

L'unità funzionale corrisponde a un prodotto commerciale derivato dalla lavorazione di latte bovino proveniente da un unico allevamento di dimensioni medio/grandi in conduzione convenzionale.

### *2.3. Confini del sistema*

I processi unitari e i flussi di elementi in ingresso e in uscita considerati nel presente studio sono illustrati in Figura 1.

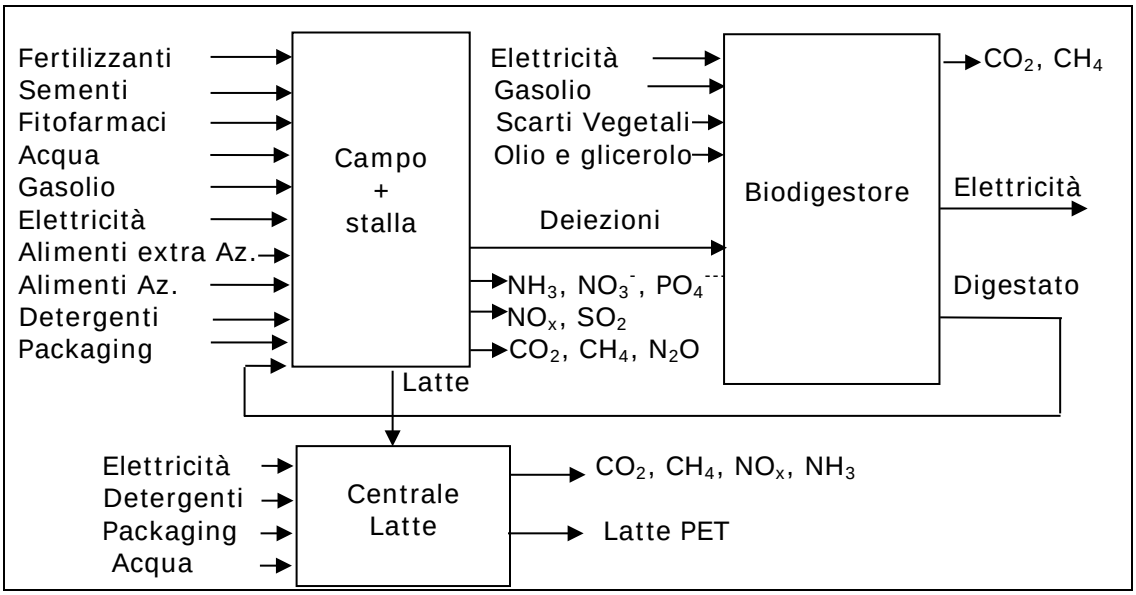



*Figura 1. Confini del sistema per la produzione del latte bovino AQ in confezione PET. Gli impatti ambientali si riferiscono alla produzione, trasporto e utilizzo dei flussi d'ingresso/uscita*

### *2.4. Scelta degli indicatori di impatto*

Gli impatti ambientali e relativi indicatori considerati sono stati: kg $CO_2$ eq. per il riscaldamento globale (IPCC, 2007); kg $SO_2$ eq. e kg $PO_4^{---}$ eq. rispettivamente per acidificazione e eutrofizzazione (Guinée et al., 2002); *green, blue e grey water* per il *water footprint* (Hoekstra et al., 2011).

### *2.5. Procedure di allocazione*

Gli impatti relativi all'energia elettrica, detergenti e packaging del settore centrale del latte sono stati ripartiti in funzione della quantità del latte consegnato dall'allevamento (20%) rispetto al totale del latte lavorato dalla centrale (AQ + latte destinato ad altri prodotti commerciali). Per il coprodotto carne, derivante dall'abbattimento di vacche a fine carriera e dei vitelli venduti per l'ingrasso, non si è proceduto all'allocazione degli impatti (Fantin et al., 2011). Gli impatti relativi al funzionamento del biodigestore sono stati assegnati tutti al prodotto energia e nessuno al sottoprodotto digestato.

| Processi | Categoria | Materie prime | Quantità |
|---|---|---|---|
| Campo e stalla | Sementi | Mais/Sorgo/Loietto | 4,9 t |
| | Alimenti extra Aziendali | Mais/Girasole/Soia/ Cotone/Medica | 1.513 t |
| | Alimenti Aziendali | Mais/Sorgo/Loietto | 190 Ha |
| | Fertilizzanti | DAP/Urea | 57,4 t |
| | | Digestato | 11.000 t |
| | Fitofarmaci | Pesticidi/Erbicidi | 528,4 kg |
| | Trasporto 3,5- 20 t | Sementi/Fertilizzanti/diesel fitofarmaci/Mangimi/alimenti extra aziendali/detergenti | 93.666 km |
| | mandria | Vacche in asciutta | 80 Capi |
| | | Vacche in lattazione | 380 Capi |
| | | Manze e Manzette | 160 Capi |
| | Produzione mandria | Produzione latte | 3.546.000 L |
| | | Grasso | 3,67 % |
| | | Proteine | 3,46 % |
| | | Latte/capo/giorno | 33,7 L |
| | Consumi energetici | Diesel | 30.240 kg |
| | | Energia elettrica | 505.000 Kw |
| | Detergenti mungitura | $NaOH/HNO_3$ | 1.914 kg |
| | Packaging | Materiale plastico | 5.000 kg |
| Bio digestore | Consumi energetici | Energia elettrica | 1.636 kW |
| | | Diesel | 75.600 kg |
| | Biomassa | Scarti vegetali | 4.300 t |
| | Additivi | Glicerolo e olio | 700 t |
| | Deiezioni | Letame + Liquame | 8.500 t |
| | Trasporto 3,5- 20 t | Vegetali, glicerolo, olio | 117.438 km |
| | Produzione energetica | Energia elettrica e termica | 3.268.690kW |
| Centrale del latte | Consumi energetici | Energia elettrica | 240.000 kW |
| | Trasporto 3,5- 20 t | Latte/detergenti/packaging | 8.870 km |
| | Detergenti | Ac. Nitrico | 40.488 kg |
| | Packaging | Bottiglia PET | 83.331 kg |

*Tabella 1. Inventario dei flussi di elementi in ingresso e uscita relativi ai diversi processi unitari considerati e reperiti direttamente a livello di processo (dati primari)*

### *2.6. Requisiti di qualità dei dati*

I dati sono riferiti all'anno 2011 e, laddove disponibili, sono stati raccolti direttamente a livello di singolo processo (dato primario) attraverso la consultazione di bolle di trasporto, fatture, registri di stalla, software gestionali della mandria e del quaderno di campagna (Tabella 1). I dati secondari e terziari sono stati desunti da banche dati internazionali (Ecoinvent, 2007) che sono di supporto nelle valutazioni ambientali o calcolati con opportuni modelli di stima (IPCC, 2006; Ecoinvent, 2007).

### *2.7. Analisi dell'inventario*

L'allevamento di bovini da latte analizzato è fornito di un impianto di digestione anaerobica nel quale sono convogliate le deiezioni bovine, scarti vegetali extra aziendali e additivi (olio e glicerolo) per la produzione di energia elettrica e digestato.

Nell'analisi sono stati considerati due scenari produttivi. Per lo scenario di riferimento (SR) si è considerato la produzione del latte in assenza del biodigestore. Sono stati calcolati gli impatti ambientali relativi alle attività di campo e stalla (inclusi gli impatti riconducibili alla stoccaggio e utilizzo delle deiezioni animali), della centrale del latte, del trasporto e del packaging.

Nello scenario con biodigestore (SD), che corrisponde alla situazione realmente presente oggi in allevamento, oltre agli impatti già calcolati per lo SR sono stati considerati gli impatti relativi a: consumo di energia elettrica e combustibile per il funzionamento dell'impianto, trasporto degli scarti vegetali, degli oli industriali e del glicerolo e alle perdite di $CO_2$ e $CH_4$ generate durante la fase di fermentazione e raffinazione del biogas prodotto. All'energia rinnovabile prodotta dalla combustione del biogas è stata assegnata la corrispondente quota di $CO_2$ equivalente risparmiata dal non consumo di energia fossile (Lansche e Muller, 2012). Tale quota, calcolata secondo il rapporto di 0,386 kg di $CO_2$/kWh indicato per il mix energetico italiano (IEA, 2011), è stata considerata come un flusso negativo e sottratta dalla $CO_2$ prodotta dall'impianto di biodigestione. Le emissioni di $CO_2$ relative al consumo di energia elettrica sono state computate in accordo a quanto indicato per il mix energetico italiano (IEA, 2011). Le emissioni di $CO_2$ da attribuire alla respirazione animale e i processi di fotosintesi e respirazione della $CO_2$ riconducibile alle attività colturali sono state considerate nulle (IPCC, 2006). Le emissioni relative alle fasi di trasporto, in entrata o in uscita, sono state calcolate considerando la distanza totale (andata + ritorno) e i consumi di carburanti associati al trasporto effettuato a pieno carico e di quello effettuato a vuoto (Ecoinvent, 2007). La tipologia del mezzo è stata scelta in relazione al quantitativo trasportato e al numero di scarichi. Le emissioni relative al packaging hanno considerato la produzione di plastica associata all'allevamento (stalla e campo) e alla centrale del latte.

Per il calcolo del $CH_4$ prodotto dalla fermentazione enterica si è proceduto dapprima alla stima dei fabbisogni energetici per le categorie di animali: vacche in lattazione, vacche in asciutta, manze e manzette. Dai fabbisogni energetici sono stati stimati i kg di $CH_4$ prodotti utilizzando i fattori di conversione indicati per un approccio di tipo tier 2 (IPCC, 2006). Le emissioni di $CH_4$ prodotte dalle deiezioni sono state calcolate in funzione della tipologia di deiezione (letame o liquame) secondo la metodologia utilizzata da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) per redigere l'inventario nazionale delle emissioni (ISPRA, 2011). Le emissioni di $N_2O$ da deiezioni sono state calcolate a partire dal quantitativo di azoto presente nella tipologia di deiezione (CRPA, 2001), per il corrispondente fattore di emissione (IPCC, 2006).

Il *water footprint* è stato stimato secondo quanto indicato da Mekonnen e Hoekstra (2010) e sono state calcolate le quantità di *green, blue* e *grey water*. I fabbisogni di evapotraspirazione relativi alle colture aziendali, sono stati calcolati con il software cropwat 8.0 (Allen *et al*., 1998) in funzione delle condizioni climatiche e pluviometriche riscontrate nella stazione meteorologica più prossima all'azienda (anno 2011) e sono stati utilizzati per calcolare la *green* e *blue water*. Per gli alimenti extra aziendali sono stati utilizzati i *water footprint* indicati in bibliografia (Mekonnen and Hoekstra, 2011). La *grey water*, che rappresenta la quantità di acqua dolce inquinata, è stata stimata in modo semplificato considerando come inquinante solo i nitrati (Hoekstra *et al*., 2011), il cui valore è stato calcolato a partire dall'azoto lisciviato (IPCC, 2006) e fissando la concentrazione massima a 50mg/L come indicato dalla direttiva 91/676/CEE. L'acqua di abbeverata è stata calcolata a partire dai fabbisogni idrici giornalieri (CRPA, 2001) e sommata alla quota della *blue water*. Sempre alla *blue water* sono stati sommati i quantitativi di acqua utilizzati per la pulizia della sala di mungitura e degli impianti della centrale del latte (Mekonnen e Hoekstra 2010). Questa quota di acqua è stata calcolata considerando il quantitativo totale dei detergenti e un loro utilizzo ad una concentrazione del 1%. Le emissioni dirette e indirette (lisciviazione e volatilizzazione) di $N_2O$ relative alle attività di campo (aziendale ed extra aziendale) sono state computate a partire dai quantitativi di azoto apportati dalla concimazione minerale e organica, dai residui colturali e dalla mineralizzazione della sostanza organica (Bianchi and Castelli, 1997; Ecoinvet, 2007; IPCC, 2006).

Le emissioni di $NH_3$, per la valutazione degli impatti di acidificazione ed eutrofizzazione, sono state considerate secondo il principio di meccanismo seriale, vale a dire che la stessa quantità di $NH_3$ contribuisce per entrambi gli impatti (Vialetto *et al*., 2004). I coefficienti di emissioni della $NH_3$ relativi ai diversi ammendanti sono stati desunti da quanto indicato in bibliografia (Rossi, 2010; Misselbrook et al., 2004; CRPA, 2001).I nitrati sono stati calcolati secondo quanto indicato da Fantin e Pergreffi (2009).

### *2.8. Le ipotesi, gli elementi opzionali e le limitazioni*

Nello scenario di riferimento si è ipotizzato che in sostituzione del digestato venisse utilizzato letame e liquame tal quale. Non sono stati considerati gli impatti relativi alla produzione e/o utilizzo di: macchinari agricoli; edifici; medicinali veterinari; trasporto e smaltimento delle carcasse; fitofarmaci impiegati nella produzione degli alimenti extra aziendali; mangimi e integratori alimentari. Il consumo idrico associato alla produzione di fitofarmaci, e detergenti non è stato stimato. Non sono stati considerati i consumi di acqua associati al funzionamento del sistema di raffrescamento estivo (gocciolatoi) presente nella stalla. Non sono state considerate le emissioni evitate per la produzione di concimi inorganici in virtù dell'utilizzo del digestato. Le emissioni di $CH_4$ da fermentazione enterica relative alla categoria di animali vitelli 0-6 mesi non sono state calcolate (IPCC, 2006). Le emissioni di $CO_2$ relative alla combustione del metano prodotto dal biodigestore non sono state considerate (Ecoinvent, 2007). Non sono state considerate perdite di gas dagli impianti deputati alla refrigerazione del latte.

## 3. Risultati e discussione

In Tabella 2 sono riportati gli impatti per i due scenari. Un litro di latte AQ in bottiglia PET prodotto nello scenario SR è risultato avere un potenziale nei confronti del riscaldamento globale maggiore del 10% rispetto allo stesso latte prodotto nello scenario SD. Tale differenza è da ricondurre sostanzialmente ai crediti di carbonio generati dalla produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile.

| | kg di $CO_2$ eq. | kg di $SO_2$ eq. | kg di $PO_4^{---}$ eq. | $H_2O$ Litri | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Green | Blue | Grey |
| SR | 1,22 | 0.026 | 0.0052 | 490 | 295 | 46 |
| SD | 1,10 | 0,029 | 0,0053 | | | |

*Tabella 2. valutazione degli impatti ambientali rifieriti ad un litro di latte bovino AQ corretto per grasso e proteine (FPCM). SR scenario di riferimento;SD scenario con biodigestore*

Le emissioni relative al funzionamento del biodigestore sono superiori a quelle emesse di letame e liquame nello scenario SR ma risultano complessivamente inferiori quando viene considerata l'energia fossile risparmiata. Le emissioni climalteranti dell'allevamento, riconducibili alle attività di campo (concimazioni) e di stalla (fermentazione enterica e deiezioni), rappresentano l'88% e il 79% rispettivamente per lo scenario SR e SD. La quota restante è ripartita tra trasporto (5%) e attività della centrale del latte (7%) nello scenario SR. Nello scenario SD la quota restante è invece ripartita tra il biodigestore (6%), trasporto (7%) e processamento-imbottigliamento (8%). In bibliografia è riportato per il latte un *global warming potential* compreso tra 1 e 1,7 kg di $CO_2$ eq./litro di latte. Il confronto tra i nostri risultati e quelli riportati in bibliografia produce risultati diversi in funzione del singolo lavoro considerato in virtù di approcci metodologici molto diversificati. Tuttavia, la gran parte degli studi concorda nell'indicare il metano da fermentazione enterica e da deiezioni come il maggior responsabile dell'effetto climalterante riconducibile alla produzione di latte bovino (Fantin et al., 2011; Thomassen et al., 2008; De Boer 2003).

L'impatto eutrofizzante è risultato simile tra i due scenari. L'analisi ha evidenziato valori di 0,0052 e 0,0053 di kg di $PO_4^{---}$eq. per litro di latte AQ (FPCM) rispettivamente per lo scenario SR e SD. L'$NH_3$ è risultato il maggiore inquinante per entrambi gli scenari anche se in quello di riferimento incide complessivamente meno in virtù di una maggiore presenza di nitrati derivanti dall'utilizzo dei reflui zootecnici. In entrambi gli scenari, l'impatto eutrofizzante è da ricondurre alle attività agricole (99%), in particolare alle pratiche di concimazione (organica e inorganica) e alla produzione dei concimi minerali.
Le emissioni acidificanti per litro di latte AQ (FPCM) sono state pari a 0,026 e 0,029 kg di $S_2O$ eq. rispettivamente per lo scenario SR e SD. L'$NH_3$, emessa a seguito della produzione e utilizzo dei concimi, è risultata l'inquinante più rilevante. Il maggiore potenziale acidificante (+11%), evidenziato dallo scenario SD è da ricondurre principalmente alla quota più grande di azoto ammoniacale presente nel digestato rispetto alle deiezioni. Inoltre, le maggiori emissioni di $NO_x$ e $SO_2$, riscontrate nello scenario SD e riconducibili all'elevato numero di trasporti necessari al rifornimento della biomassa vegetale, concorrono a determinare il potenziale acidificante più alto. I risultati trovati per il potenziale eutrofizzante e acidificante confermano che la gestione del suolo per le attività agricole è la maggiore causa di questi impatti (Fantin et al., 2011; De Boer, 2003). I diversi fattori di emissioni ($NH_3$, $NO_3^-$, $PO_4^{---}$), adottati per gli ammendanti organici e minerali nei vari studi a confronto, non consentono tuttavia una comparazione diretta tra i risultati.
Il *water footprint* è lo stesso per entrambi gli scenari. L'analisi ha evidenziato un consumo totale di acqua pari a 832 litri/litro di latte AQ e riconducibile per il 99 % ai fabbisogni idrici delle colture, per lo 0.7% all'acqua di abbeverata e la rimanente quota alla pulizia degli impianti di mungitura e processazione del latte. La frazione *green water*, che corrisponde alla quota di acqua apportata con la pioggia, è risultata pari al 490 litri (59%); la *blue water*, che corrisponde principalmente alla quota di acqua apportata con l'irrigazione, è risultata pari a 295 litri (35%); la *grey water*, corrispondende alla frazione inquinata (>50mg/L $NO_3^-$), è risultata pari a 46 litri (6%). Il presente *water footprint* risulta inferiore del 20% al valore medio calcolato su scala mondiale da Mekonnen and Hoekstra, (2010). Dal confronto risulta diverso anche il peso che le varie frazioni hanno sul consumo totale. Mekonnen and Hoekstra riportano un' incidenza del 81% per la *gree*n, del 10% per la *blue* e del 9% per la *grey*. Le dimensioni degli studi (scala mondiale *vs* caso studio) e i numerosi fattori che concorrono a definire il *water footprint* del latte (clima, piovosità, specie e varietà vegetali) rende il confronto poco significativo.

## 4. Conclusioni

L'analisi LCA ha consentito di individuare le maggiori criticità ambientali nel ciclo di produzione di un litro di latte bovino ad alta qualità in bottiglie PET valutato all'uscita della centrale del latte. La presenza del biodigestore esercita effetti differenziati sulla sostenibilità ambientale della produzione di latte in funzione dell'impatto considerato: mitiga le emissioni climalteranti in virtù di un minore sfruttamento delle risorse fossili e aumenta quelle acidificanti a seguito dell'utilizzo del digestato come ammendante. La standardizzazione delle procedure di stima e un maggiore livello di dettaglio dei parametri utilizzati e della modellistica sono auspicabili per aumentare la confrontabilità dei risultati ottenuti attraverso analisi LCA condotte in contesti produttivi diversi.

# 5. Bibliografia


Allen, RG, Pereira, LS, Raes, D, & Smith, M, 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements, FAO Drainage and Irrigation Paper 56, Food and Agriculture Organization, Rome.

Bianchi, PG, & Castelli PG, 1997. Manuale di agricoltura, seconda edizione, Hoepli editore, Milano, Italy.

CRPA, 2001. Liquami zootecnici: manuale per l'utilizzazione agronomica. Edizioni L'Informatore Agrario.

De Boer, IJM, 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. Livestock Production Science 80, 69–77.

Ecoinvent database v.2.0, 2007. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Available at http://www.ecoinvent.org/database/

Fantin V, & Pergreffi R, 2009. Studio di Life Cicle Assessment (LCA) del latte alta qualità a marchio COOP. Enea centro ricerche Bologna.

Fantin, V, Buttol, P, Pergreffi, R, & Masoni P, 2011. Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. Journal of Cleaner Production xxx 1e10.

FAO, 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector - A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Guinée, JB, Gorrée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, de Koning, A, van Oers, L, Wegener Sleeswijk, A, Suh, S, Udo de Haes, HA, de Bruijn, H, van Duin, R, Huijbregts, MAJ, Lindeijer, E, Roorda, AAH, van der Ven, BL, Weidema, BP, 2002. Handbook on Life Cycle Assessment; Operational Guide to the ISO Standards. Institute for Environmental Sciences, Leiden, The Netherlands.

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Aldaya, MM & Mekonnen, MM, 2011. The water footprint assessment manual: Setting the global standard, Earthscan, London, UK.

International Energy Agency (IEA) 2011. $CO_2$ Emission From Fuel Combustion Highlights. Available at http://www.iea.org/co2highlights/co2highlights.pdf

IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Fourth Assessment Report (AR4), Working Group 1 (WG1), Chapter 2, Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing.

ISO, 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment: Requirements and guidelines*. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2011, *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2009*. National Inventory Report 2011, ISPRA rapporto tecnico 139/2011. Roma.

Lansche, J, & Muller, J, 2012. Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: Environmental impact of different agricultural substrates. Eng. Life Sci., 12, No. 3, 313–320.

Mekonnen, MM, & Hoekstra, AY, 2011. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. Hydrol. Earth Syst. Sci., vol. 15, pp. 1577–1600.

Mekonnen, MM, and Hoekstra, AY. 2010 The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products, Value of Water Research Report Series No. 48, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.

Misselbrook, TH, Sutton, MA, & Scholefield, D, 2004. A simple process-based model for estimating ammonia emissions from agricultural land after fertilizer applications. Soil Use and Management 20: 365–372.

Rossi L, 2010. Il digestato: Caratteristiche e norme per l'uso agronomico. Giornata dimostrativa "La fertirrigazione con il digestato". Gariga di Podenzano (PC), 27 luglio 2010.

Thomassen, MA, van Calker, KJ, Smits, MCJ , Iepema, GL, & de Boer, IJM, 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agricultural Systems 96, 95–107.

Vialetto, G, Lelli M, Mazzotta V, & De Laurentis R, 2004. Emissioni di ammoniaca: scenari e prospettive. Disponibile alla pagina web http://www.enea.it.

Yan, MJ, Humphreys, J, & Holden NM, 2011. An evaluation of life cycle assessment of European milk production. Journal of Environmental Management 92, 372-379.

# LCA WASTE ED ECODESIGN

# Utilizzo della metodologia LCA per la definizione delle migliori strategie di gestione del rifiuto urbano residuo in Lombardia

Lucia Rigamonti[1,2], Alida Falbo[1], Andrea Temporelli[1], Mario Grosso[1,2]
[1]Politecnico di Milano, DICA – Sezione Ambientale; [2]Centro Studi MatER
lucia.rigamonti@polimi.it

**Abstract**

*Il progetto GERLA (GEstione Rifiuti in Lombardia: Analisi del ciclo di vita) è un ampio studio di life cycle assessment (LCA) iniziato nell'autunno del 2010 con obiettivo quello di fornire a Regione Lombardia delle indicazioni utili per la formulazione degli scenari di Piano per la gestione dei rifiuti urbani in un contesto di sviluppo sostenibile. Regione Lombardia ha recentemente richiesto un approfondimento relativamente ai possibili impatti associati a diverse modalità di gestione del rifiuto urbano residuo (RUR) a livello regionale nell'anno 2020: questo articolo riporta le principali ipotesi e conclusioni di questo ulteriore studio di LCA.*

## 1. Introduzione

Il progetto GERLA (GEstione Rifiuti in Lombardia: Analisi del ciclo di vita) è un ampio studio di life cycle assessment (LCA) iniziato nell'autunno del 2010 con obiettivo quello di fornire a Regione Lombardia delle indicazioni utili per la formulazione degli scenari di Piano per la gestione dei rifiuti urbani in un contesto di sviluppo sostenibile. La Regione Lombardia sta infatti predisponendo il nuovo Piano di gestione dei rifuti e, nell'ottica di una politica di sostenibilità, ha deciso di considerare la prestazione ambientale come criterio di valutazione nelle future scelte di pianificazione e ha individuato nell'analisi del ciclo di vita lo strumento più adatto per farlo.

Nel progetto GERLA si sono innanzitutto valutati i bilanci di materia e le prestazioni energetiche ed ambientali utilizzando la metodologia LCA della gestine dei rifiuti urbani a livello regionale e più in dettaglio per quattro province (Bergamo, Mantova, Milano e Pavia). Sulla base dei risultati ottenuti sono state proposte delle azioni migliorative sia nella gestione del residuo indifferenziato che nelle modalità di raccolta differenziata e nella gestione dei materiali così separati. Tali azioni sono state incluse nella definizione di scenari di gestione (regionale e provinciali) con orizzonte temporale il 2020, che sono stati poi anch'essi valutati con metodologia LCA per verificare e quantificare il miglioramento delle prestazioni energetiche ed ambientali conseguente alle azioni implementate (Rigamonti et al., 2012a, 2012b, 2012c).

Nel corso degli ultimi due decenni, la metodologia LCA è stata ampiamente utilizzata per valutare le prestazioni ambientali ed energetiche di sistemi (reali o teorici) di gestione integrata dei rifiuti urbani (per es., tra i più recenti, Antonopoulos et al. 2012; Blengini et al. 2012; Giugliano et al. 2011; Pires et al. 2011; Bovea et al. 2010).

Tuttavia l'LCA non è ampiamente utilizzata come strumento di supporto decisionale in Italia (Tarantini et al., 2009). Come riportato in Blengini et al. (2012), anche se tale metodologia è in rapida espansione, ci sono ancora incertezze e questioni aperte, che ne stanno limitando la diffusione tra gli utenti finali. Secondo gli stessi autori, una delle questioni chiave è capire per che cosa l'LCA può essere utile per le autorità locali e gli operatori nel settore rifiuti. Gli autori sostengono anche che non è ancora chiaro fino a che punto questi soggetti sono consapevoli della potenzialità degli studi di LCA applicata alla gestione dei rifiuti e / o sono disposti a metterne in pratica i risultati.

Regione Lombardia si è quindi posta in contrasto con tale tendenza e sta infatti utilizzando i risultati dello studio GERLA per la definizione degli scenari di Piano. Recentemente ha inoltre richiesto un approfondimento relativamente ai possibili impatti associati a diverse modalità di gestione del rifiuto urbano residuo (RUR) a livello regionale nell'anno 2020: questo articolo riporta proprio le principali ipotesi e conclusioni di questo ulteriore studio di LCA.

## 2. Strategie di gestione del rifiuto urbano residuo (RUR)

### 2.1. Metodologia adottata nel confronto degli scenari

I confini del sistema includono tutti i processi di trattamento, dal momento in cui il RUR viene raccolto a quando lascia il sistema come emissione (solida, liquida o gassosa) o come materia prima secondaria, seguendo l'approccio "zero burden" (Ekvall et al. 2007). L'unità funzionale è una tonnellata di RUR da gestire.

I casi di multifunzionalità sono stati risolti mediante l'espansione dei confini del sistema per includere le produzioni primarie evitate grazie al recupero di materiali ed energia dai rifiuti (Finnveden et al. 2009; EC JRC – IES 2010). In particolare, la modellizzazione dei materiali evitati è stata effettuata con lo stesso approccio adottato in studi precedenti (Rigamonti & Grosso 2009, Rigamonti et al. 2010, Giugliano et al. 2011).

Per quanto riguarda l'energia elettrica, seguendo un approccio consequenziale, si è assunto che quella prodotta a partire dai rifiuti vada a sostituirne una pari quantità prodotta da una centrale a gas a ciclo combinato, mentre l'energia termica evitata è stato modellizzata come calore prodotto da caldaie domestiche a gas. Tale scelta si è basata sulla constatazione che attualmente in Regione Lombardia il gas naturale rappresenta più del 90% dell'energia primaria di origine fossile utilizzata in entrambi i settori (CESTEC, 2008).

Per la valutazione degli impatti ambientali (riscaldamento globale, acidificazione, tossicità umana e formazione fotochimica di ozono) si è adottato il metodo di caratterizzazione CML 2001, mentre il metodo Cumulative Energy Demand (CED) è stato scelto per valutare i consumi energetici totali (diretti ed indiretti) dei vari scenari (Guinée et al. 2001, Hischier et al. 2010, Rigamonti et al. 2012d).

### 2.2. Scenari analizzati

La Tabella 1 riassume gli scenari di gestione del RUR analizzati. Gli scenari compresi nel primo gruppo (Scenari incenerimento) prevedono che tutto il RUR sia inviato ad incenerimento, mentre gli scenari del secondo gruppo (Scenari TMB) prevedono che tutto il RUR sia inviato ad impianti di trattamento meccanico biologico di diversa configurazione.

Il quantitativo di RUR stimato per il 2020 è pari a 1.112.361 tonnellate, derivante da un sistema di gestione che prevede una raccolta differenziata del 73,1%.

| Scenari analizzati | | Destino RUR | Destino CDR / bioessiccato | Prodotti evitati |
|---|---|---|---|---|
| Scenari incenerimento | "INC medio" | Tutto a incenerimento | - | energia elettrica<br>energia termica<br>metalli ferrosi e alluminio dalle scorie |
| | "INC best" | | | |
| Scenari TMB | "Bioessiccato + inc medio" | Tutto a TMB | Incenerimento | |
| | "TMB tradizionale + cementificio" | | Cementificio | metalli ferrosi<br>alluminio<br>petcoke |
| | "TMB plastiche + cementificio" | | Cementificio | polimeri plastici<br>metalli ferrosi<br>alluminio<br>petcoke |
| | "TMB senza scarti + inc best" | | Incenerimento | polimeri plastici<br>metalli ferrosi*<br>alluminio*<br>energia elettrica<br>energia termica |

*Tabella 1. Scenari di gestione del rifiuto urbano residuo analizzati (RUR = rifiuto urbano residuo; CDR = combustibile derivato dai rifiuti; TMB = trattamento meccanico biologico)*

**sia dal TMB che dal trattamento delle scorie da incenerimento*

La differenza tra i due scenari di incenerimento riguarda le efficienze di produzione di energia elettrica e calore e l'efficienza di recupero dell'alluminio dal trattamento delle scorie:

- "INC medio": il quantitativo di energia, elettrica e termica, deriva dalla media pesata dell'energia prodotta dagli inceneritori lombardi a cui è stato destinato il RUR nel 2011 (ARPA 2012) (riscalata sulla base del PCI del RUR al 2020 pari a 9.010 kJ/kg). L'efficienza di recupero dell'alluminio dalle scorie è pari a 7,5% rispetto all'alluminio presente nel RUR (elaborazione dati Turconi et al. 2011);

- "INC best": le efficienze lorde di produzione dell'energia elettrica e termica derivano da Turconi et al. 2011 e sono pari rispettivamente a 24,3% e a 74,0% (nel precedente scenario erano rispettivamente 27,7% e 18,4%). L'efficienza di recupero dell'alluminio dalle scorie è pari a 31,6% rispetto all'alluminio presente nel RUR (elaborazione dati Biganzoli et al. 2012).

La differenza tra i diversi scenari TMB risiede invece nello schema impiantistico del TMB stesso e di conseguenza nella tipologia e quantità dei flussi in uscita e nel destino del combustibile (CDR/bioessiccato) prodotto. Variano inoltre anche i consumi energetici.

Il primo scenario ("Bioessiccato + inc. medio" – Figura 1) è piuttosto semplice se confrontato con gli scenari successivi, il cui obiettivo principale è il recupero di materiale riciclabile (metalli ferrosi e non ferrosi ed eventualmente polimeri plastici). La differenza tra i tre scenari che includono un vero e proprio TMB riguarda lo schema impiantistico (in particolare nel recupero dei materiali riciclabili e nel posizionamento della fase di bioessiccazione) e di conseguenza le caratteristiche del prodotto finale (CDR o bioessiccato) e il suo destino:

- "TMB tradizionale + cementificio": la bioessiccazione è posta prima del recupero dei materiali riciclabili. Si punta al recupero dei soli metalli (metalli ferrosi e non ferrosi) e il materiale combustibile prodotto, con caratteristiche assimilabili ad un CDR, è inviato a cementificio andando a sostituire petcoke;

- “TMB plastiche + cementificio” (Figura 2): la bioessiccazione è posta prima del recupero dei materiali riciclabili. Si punta a raffinare ulteriormente, rispetto allo scenario “TMB tradizionale + cementificio” il flusso principale recuperando oltre ai metalli anche i polimeri plastici. Il materiale combustibile prodotto, con caratteristiche assimilabili ad un CDR, è inviato a cementificio andando a sostituire petcoke;

- “TMB senza scarti + inc best”: la bioessiccazione è posta dopo il recupero dei materiali riciclabili. Come per lo scenario “TMB plastiche + cementificio”, si recuperano sia i metalli che le plastiche; il materiale combustibile prodotto non è però assimilabile ad un CDR ed è quindi inviato ad incenerimento andando ad evitare la produzione di energia elettrica e termica da fonti fossili.

Le efficienze di processo delle diverse fasi di trattamento e dei macchinari, i consumi energetici, e le migliori combinazioni tecniche sono state modellizzate appositamente sulla base delle caratteristiche del RUR in ingresso.

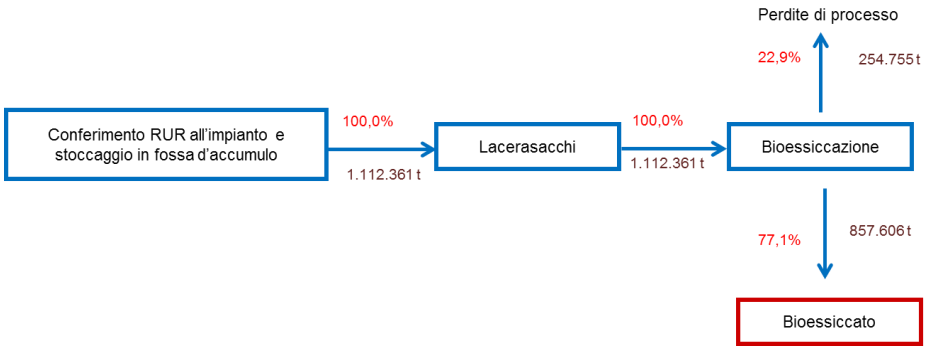



*Figura 1. schema riassuntivo del trattamento del RUR regionale nello scenario “Bioessiccato + inc. medio”*

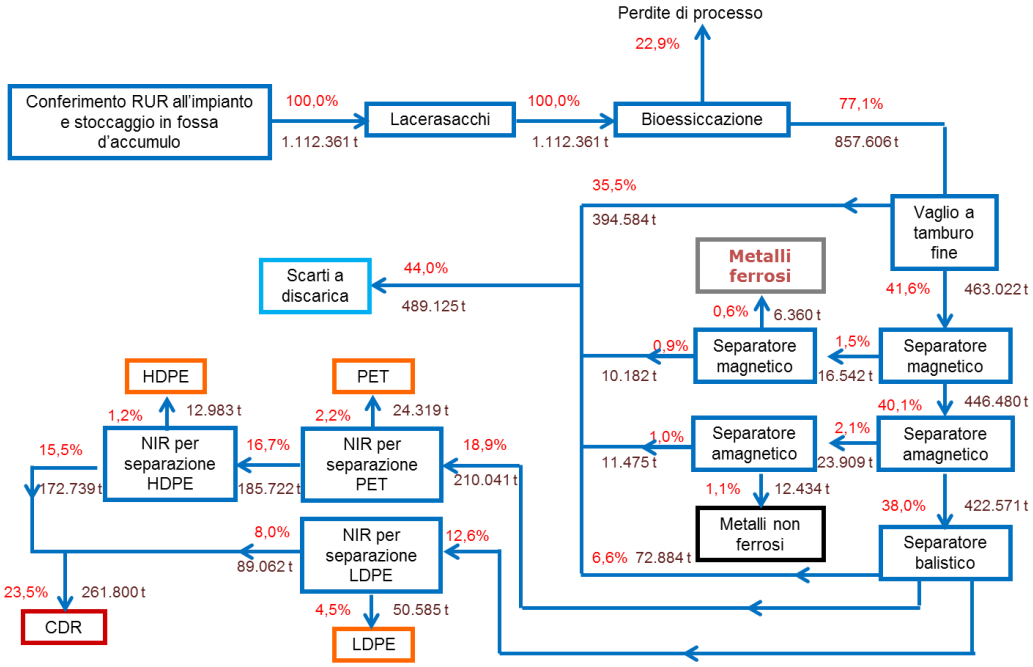



*Figura 2. schema riassuntivo del trattamento del RUR regionale nello scenario “TMB plastiche + cementificio”*

## 2.3. Risultati

La Figura 3 mostra i risultati ottenuti dall'analisi LCA per quanto riguarda gli indicatori ambientali degli scenari analizzati.

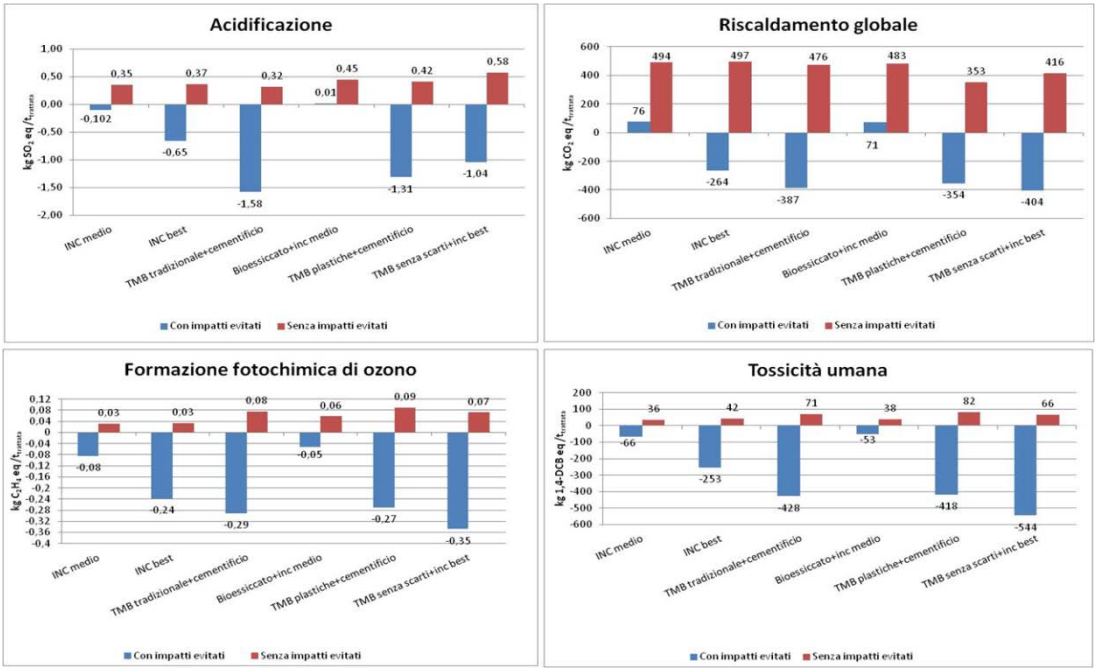



*Figura 3. indicatori di impatto ambientale a confronto per gli scenari di gestione del rifiuto urbano residuo esaminati (includendo o non includendo il beneficio associato agli impatti evitati)*

Includendo gli impatti evitati, nel confronto tra i due scenari di incenerimento in tutti gli indicatori è risultato migliore l'"INC best", ossia quello che ottimizza la produzione di energia, in particolare spingendo sulla cogenerazione, e il recupero dei metalli dalle scorie.

Per quanto riguarda gli scenari TMB i risultati (sempre includendo gli impatti evitati) mostrano che:

- la strada del solo bioessiccato non conviene, nè nei confronti dell'incenerimento diretto del tal quale nè nei confronti di impianti TMB qualunque sia il destino (cementificio o incenerimento) della frazione bioessiccata e raffinata;
- tra "TMB tradizionale" (bioessiccazione + recupero metalli) e "TMB plastiche" (bioessiccazione + recupero metalli + recupero plastiche) risulta migliore il TMB tradizionale;
- lo scenario "TMB senza scarti + incenerimento best" presenta buone prestazioni, addirittura migliori di quelle del "TMB tradizionale + cementificio" per riscaldamento globale, tossicità umana e formazione fotochimica di ozono.

Simili risultati sono stati ottenuti per l'indicatore di CED.

## 3. Conclusioni

I risultati dell'LCA sono successivamente stati integrati con le seguenti due considerazioni:

- la via di tutto il CDR a cementificio è limitata dalla potenzialità dei cementifici;
- la fattibilità tecnica dello scenario "TMB senza scarti + incenerimento best" è da verificare dato che non esistono ad oggi impianti TMB che operano con lo schema proposto in tale scenario.

Sulla base quindi dell'interpretazione dei risultati ottenuti integrati con le considerazioni sopra riportate, sono state formulate le seguenti proposte di scenari di gestione del RUR al 2020:

- invio del 70% del RUR a "INC best", 15% a "TMB tradizionale + cementificio" e 15% a "TMB senza scarti + incenerimento best";
- invio del 50% del RUR a "TMB tradizionale + cementificio" e dell'altro 50% a "TMB senza scarti + incenerimento best".

Tali risultati verranno utilizzati da Regione Lombardia nella definizione dello scenario di Piano al 2020, unitamente ovviamente ad altre considerazioni di carattere non strettamente ambientale.

## 4. Ringraziamenti

Il progetto GERLA è stato finanziato da CESTEC per conto di Regione Lombardia.

## 5. Bibliografia

Antonopoulos I.-S., Karagiannidis A., Tsatsarelis T., Perkoulidis G. (2012). Applying waste management scenarios in the Peloponnese region in Greece: a critical analysis in the frame of life cycle assessment. Environmental Science and Pollution Research, 1-13, DOI 10.1007/s11356-012-1139-y.

ARPA – Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente per la Lombardia (2012) Catasto e osservatorio rifiuti, [online] URL: http://ita.arpalombardia.it/ita/servizi/rifiuti/rifiuti.asp

Biganzoli L., Grosso M., Forte F. (2012). Alluminium Mass Balance in Waste Incineration and Recovery Potential From the Bottom Ash: A Case Study. Waste and Biomass Valorization, DOI 10.1007/s12649-013-9208-0.

Blengini G.A., Fantoni M., Busto M., Genon G., Zanetti M.C. (2012). Participatory approach, acceptability and transparency of waste management LCAs: Case studies of Torino and Cuneo. Waste Management, 32, 1712-1721.

Bovea M.D., Ibáñez-Forés V., Gallardo A., Colomer-Mendoza F. (2010). Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. Waste Management, 30, 2383-2395.

CESTEC, 2008. Regione Lombardia – SIRENA (Sistema Informativo Regionale ENergia Ambiente). [online] URL: http://sirena.cestec.eu/

Ekvall T., Assefa G., Bjorklund A., Erikson O. and Finnveden G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. Waste Management, 27, 989-996.

European Commission (EC) Joint Research Center (JRC) – Institute for Environment and Sustainability (IES) (2010). ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment e Detailed Guidance, http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/publication (March 15, 2012).

Finnveden G., Hauschild M.Z., Ekvall T., Guinée J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D. and Suh S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. Journal of Environmental Management, 91 (1), 1-21.

Giugliano M., Cernuschi S., Grosso M. and Rigamonti L. (2011). Material and energy recovery in integrated waste management system. An evaluation based on life cycle assessment. Waste Management, 31, 2092-2101.

Guinée J. B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., de Koning A., van Oers L., Wegener Sleeswijk A., Suh S., Udo de Haes H. A., de Bruijn H., van Duin R., Huijbregts M. A. J., Lindeijer E., Roorda A. A. H. and Weidema B. P. (2001). Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html (March 15, 2012).

Hischier R., Weidema B., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M. and Nemecek T. (2010). Implementation of life cycle impact assessment methods, Data v2.2, Ecoinvent Report N. 3. http://www.ecoinvent.ch (March 15, 2012).

Pires A., Chang N.-B., Martinho G. (2011). Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal. International Journal of Life Cycle Assessment, 16, 316-337.

Rigamonti L., Brambilla V., Luglietti R., Giavini M., Grosso M. (2012a). Life cycle assessment as a tool for optimising the integrated waste management in Lombardia. Atti di SIDISA2012 Sustainable technology for environmental protection, 9th edition International symposium of sanitary and environmental engineering, Milano, 26-29 giugno. Pp. 1-8. ISBN 978-88-903557-2-1.

Rigamonti L., Brambilla V., Luglietti R., Zerbinati P., De Simone D., Severgnini M., Tasca L., Grosso M. (2012b). Life cycle assessment as a strategic decision support tool in waste management planning. Atti di The ISWA world solid waste congress 2012, Firenze, 17-19 settembre. Pp. 8.

Rigamonti L., Falbo A., Grosso M. (2012c). Optimising integrated waste management at the regional level: results from the “GERLA” project. Atti di Venice2012: 4th International symposium on energy from biomass and waste, Venezia, 12-15 novembre. Pp. 1-10.

Rigamonti L., Grosso M. (2009). Riciclo dei rifiuti – Analisi del ciclo di vita dei materiali da imballaggio (in Italian), Dario Flaccovio ed., Palermo.

Rigamonti L., Grosso M., Biganzoli L. (2012d). Environmental Assessment of Refuse-Derived Fuel Co-Combustion in a Coal-Fired Power Plant. Journal of Industrial Ecology, 16(5), 748-760.

Rigamonti L., Grosso M., Giugliano M. (2010). Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. Journal of Cleaner Production, 18, 1652-1662.

Tarantini M., Dominici Loprieno A., Cucchi E., Frenquellucci F. (2009). Life Cycle assessment of waste management systems in Italian industrial areas: Case study of 1st Macrolotto of Prato. Energy, 34, 613-622.

Turconi R., Butera S., Boldrin A., Grosso M., Rigamonti L., Astrup T. (2011). Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models. Waste Management & Research, 29, 78-90.

# Life Cycle Assessment and Human Health Risk Assessment: proposal of an integration methodology and application to a MSW incineration line

Anna Mazzi[1], Monia Niero[1], Andrea Fedele[1], Luca Surace[1], Sebastiano Pinat[2], Antonio Scipioni[1]
[1]Quality and Environment Research Center, Department of Industrial Engineering, University of Padova
[2] Quality and Environment Certification Service, Acegas Aps Padova
Email Coordinatore scipioni@unipd.it

## Abstract

*There has been a growing interest in the assessment of the potential direct and indirect impacts of waste management activities on human health in the last decades, with particular reference to Municipal Solid Waste (MSW) incineration plants. Both Human health Risk Assessment (HRA) and Life Cycle Assessment (LCA) can be useful methodologies within this framework and they can benefit from a combined use in order to cover the gaps of the single methodologies. The integration methodology between LCA and HRA here presented provides a way of combining the results of both analysis in order to help the decision making process within the MSW incineration sector. Results demonstrate that the overall increase for the Human health damage category within the HRA-corrected LCA results is about 30% for both top events (development of a fire in pit and dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit).*

## 1. Introduction

The interest in the assessment of the potential direct and indirect impacts of waste management activities on human health has been growing in the last decades. Therefore, many papers have been published on the impact of emissions in proximity of waste disposal sites. Furthermore government and health authorities are under increasing pressure from the public to provide evidence of potential adverse health effects produced by these activities (Giusti, 2009). Both Life Cycle Assessment (LCA) and RA (Risk Assessment) are well-known scientific methodologies which can provide support in the decision making process, but they have very different backgrounds.

The focus of LCA is at product level, it is a tool used for assessing the potential environmental impacts of a product, process or activity during its whole life, through the quantification of the resource use in terms of energy, raw materials, water and emissions in the environmental compartments, such as air, water and soil with a global approach (Guineè et al., 2002). The reference standard at international level are ISO 14040 standards (ISO 2006a, 2006b).

Risk Assessment is a technique which determines the potential impact of a chemical or physical agent on the ecosystem and human health, with reference to local level and allows the decision makers to select the management options with an acceptable level of risk (Torretta, 2006). It includes Environmental Risk Assessment (ERA), which evaluates the potential adverse effects of human activities on ecosystems, habitats and other ecological resources, and Human health Risk Assessment (HRA), which quantify the effects on the human health. The reference standard for RA methodology is the Technical Guidance Document on Risk assessment for New and existing Substances (EC et al. 2003).

The integration between LCA and RA is recognized as an important research field within the LCA community (DeHaes et al., 2004) and many studies provided an analysis of their main features and common elements (Olsen et al., 2001, Tiruta-Barna et al., 2007, Finniveden et al., 2009). The main similarities and differences among the two approaches have been widely outlined in Flemström et al. (2004) and in Udo de Haes et al. (2006).

The advantages and disadvantages of a combined approach have been discussed in Barberio et al. (2010).

In Flemström et al. (2004) different integration approaches of LCA and RA have been analyzed and five basic types of integration have been identified. LCA and RA can be considered: (A) as separated tools, whose respective results are compared; (B) as overlapped, when LCA is performed considering toxicological or local eco-toxicological aspects. Furthermore, (C) RA can be considered as a subset of LCA, when a risk assessment is conducted on every emission coming from the Life Cycle Inventory (LCI) step of an LCA study or (D) LCA can be considered as a subset of RA, which focuses on the conduction of an LCA for each emission resulting from a risk assessment. Finally, (E) LCA and RA are complementary tools, based on the conduction of the studies in parallel, exploiting the potential of RA of defining an absolute evaluation of risks for the environment or human health (Flemström et al. 2004). Despite the different possibilities of integration among the two methodologies, they are not yet easy to combine. Therefore the different attempts to integrate LCA and RA have sometimes resulted in contradictory results.

Some examples of joint application of the two methodologies are listed in Table 1. They are distinguished according to the sector of the study, the type of integration proposed by Flemström et al (2004) and the focus area.

| Reference | Sector | Integration approach | Focus of RA |
|---|---|---|---|
| Aissani et al. (2012) | Energy pathways for transportation sector | (E) Complementary tools | HRA |
| Benetto el al (2006) | Mineral waste | (C) RA as a subset of LCA | EcoRA |
| Carpenter et al. (2007) | Recycled materials in raodway construction | (C) RA as a subset of LCA | HRA |
| Nishioka et al (2002) | Residential insulation | (C) RA as a subset of LCA | HRA |
| Payet and Gambazzi (2008) | Remediation strategies | (C) RA as a subset of LCA | EcoRA |
| Manuilova et al. (2003) | Asphalt additive | (A) Separated<br>(B) Overlapped | ERA |
| Saouter et al (2001) | Laundry detergents | (B) Separated | ERA |
| Sauter et al. (2002) | Laundry detergents | (B) Separated | ERA |
| Sonnemann (2004) | MSW incineration plant | (C) RA as a subset of LCA | HRA |

*Table 1. List of studies based on a joint application of LCA and RA*

From literature analysis of combined use of LCA and RA, it emerges that the sectors mainly interested in integration solutions refer to the chemical sector (Payet et al., 2008, Manuilova et al., 2003, Sauter et al., 2001, Sauter et al., 2002) and waste management sector (Benetto et al., 2006, Carpenter et al., 2007, Sonnemann et al., 2004). Within this last sector, the most used integration solution is (C) according to Flemström et al. (2004). The focus is equally distributed between EcoRA/ERA and HRA, accordingly to the different type of treatment; if recycling is analyzed, then the focus is on EcoRA, but if incineration is the issue, then HRA is considered.

The aim of the present paper is to develop an integration methodology between LCA and HRA in the case of a MSW incineration line.

## 2. Case study on a MSW incineration line

The incineration line considered in the study is the third line of incineration plant of Padova, which is managed by Acegas Aps company. This line, which entered into operation in May 2010, was built with the most innovative abatement systems and can handle about 300 tons/d of residual municipal solid waste with an average lower heat value of 12.558 kJ/kg. It is equipped with a dry flue gas cleaning, consisting of an in line reactor with hydrated lime and bag filters (first dry stage), a Venturi reactor with sodium bicarbonate injection and bag filters (second dry stage), a gas preheating system through exhausted gas – steam heat exchanger, a Selective Catalytic Reactor (SCR) and a final energy recovery with exhausted gas – condensate heat exchanger. The main stack emissions of Padova third line incineration are reported in Table 2.

| Pollutant | Unit of measurement | Value |
|---|---|---|
| $CO_2$ | t/t MSW | 112.80 |
| CO | g/ t MSW | 205.15 |
| Particulates | g/ t MSW | 10.26 |
| TOC | g/ t MSW | 8.89 |
| HCl | g/ t MSW | 20.52 |
| HF | g/ t MSW | 1.37 |
| $SO_X$ (as $SO_2$) | g/ t MSW | 20.52 |
| $NO_X$ (as $NO_2$) | g/ t MSW | 478.69 |
| Hg ( | mg/ t MSW | 6.84 |
| PAH ( | mg/ t MSW | 6.84 |
| $NH_4$ | g/ t MSW | 34.19 |
| PCCD+PCDF | ng/ t MSW | 68.38 |
| Cd + Tl | mg/ t MSW | 68.4 |
| Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn | mg/ t MSW | 683.81 |

*Table 2. Pollutants emissions from stack of the third line of Padova's MSWI (based on design data)*

## 3. Integration methodology

A 4-steps integration methodology between LCA and HRA has been defined for this research, as you can see in figure 1.

- The starting point is the conduction of the LCA study and HRA study, separately (coherently with Benetto et al., 2006). The outcomes are the potential environmental impacts in terms of impact categories and the accidental risk assessment in terms of frequency of occurrence of top events, respectively.
- Second step consists in the selection of substances emitted into air during top events affecting impact categories with an effect on human health. A cut-off for the inclusion of substances within each impact category should be defined.
- Third step is the calculation of indexes of risk and corrective functions, starting from the relevant threshold concentration Ci. With regard to air compartment, a Lethality Index is defined and used according to formula (1).

  (1) $IR^{air}_{new}(i) = C_i / LI_i$

  The $IR^{air}_{new}$ are calculated for every substance identified in second step and therefore a corrective exponential functions are calculated, according to Benetto et al (2006). For each substance previously selected, the adimensional corrective functions can be

multiplied by the value of environmental impact expressed in DALY, allowing the calculation of the HRA-updated LCIA (Life Cycle Impact Assessment) results.

- The fourth step is the calculation of new results for the LCIA, taking into account the results from HRA (in line with the Benetto et al., 2006). The results for the local scale LCA impacts are weighted with the adimensional indexes (IR, Index of Risk) for the impact categories assessing impacts on the ecosystems, i.e. ecotoxicity, acidification and eutrophication (Benetto et al., 2006). The use of adimentional index allows the comparison of different units of measurement coming from LCA and HRA. The calculation of HRA-corrected LCA takes into account some local assumptions due to emissions of substances impacting on human health in abnormal operating conditions.

In summary, the integration methodology adopted in this study considers HRA as a subset of LCA (as well as modeled by Flemström et al. (2004) in (C) type), when the results of HRA related the top events were used to correct the results of LCIA phase in LCA study (as well as Benetto et al., 2006).

The integration methodology of this study differs from Benetto et al. (2006) approach, as it focuses on human health rather than ecosystems. Furthermore, acute toxicity has been addressed in order to take into account accidental event, as LCA deals with ordinary situation and RA deals with extraordinary situation (Cangialosi et al., 2008, Morselli et al, 2010).

With regard to accidental risk analysis, the frequency of occurrence of a hazardous event and its magnitude are assessed, defining the sanitary risk in which people exposed to the accidental event can occur (Torretta, 2006).

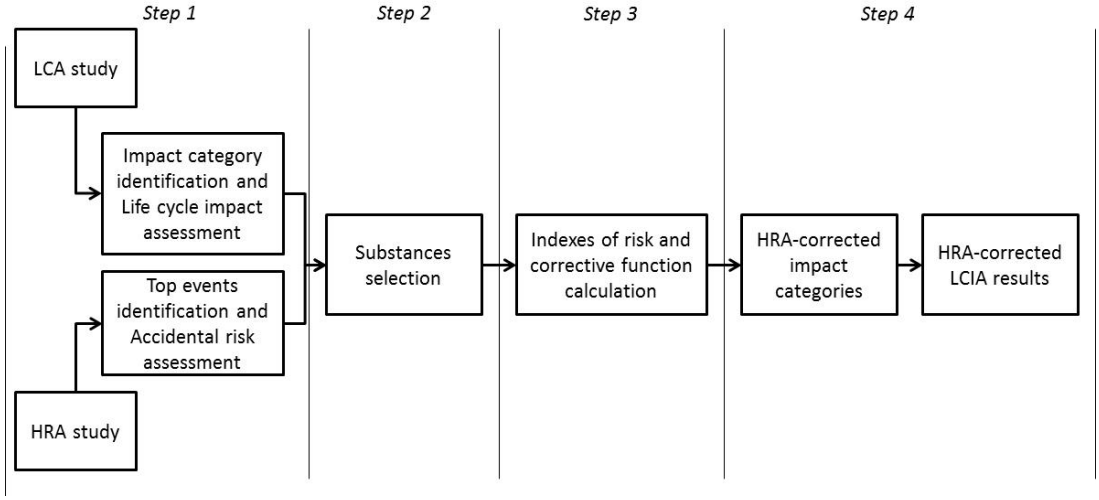



*Figure 1. The 4 steps of the adopted integration methodology between LCA and HRA*

## 4. Results and discussion

The starting point for the implementation of the integration solution (first step) were an LCA performed on the third line of Padova's incineration plant (Scipioni et al., 2009) and an accidental risk analysis performed on the same line, based on a risk analysis formerly conducted on lines 1 and 2 of the same MSW plant (Scipioni et al. 2010).

As far as LCA study is concerned, the LCIA results at characterization level implemented through damage oriented EcoIndicator 99 method (Goodkoep and Spriensma, 2000) were used, considering impact categories affecting human health (respiratory organics, respiratory inorganics, climate change, ionizing radiation, ozone depletion). As far as HRA study is concerned, the methodology applied was the same used in Scipioni et al. (2010), updated with regard to third line of incineration plant.

The main results of the HRA are related the failure index definition and calculation of the frequency of occurrence (in brackets) by the means of Fault Tree Analysis (see also Torretta, 2006):

- Top Event 1: Development of a fire in pit;
- Top Event 2: Dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit.

The output of step 2 of the integration methodology is the selection of substances emitted into air during the top event affecting human health-impact categories. As the LCIA method chosen is Ecoindicator 99 the lists of substances for each impact category are:

- Respiratory inorganics: $SO_2$, NO, $NO_2$ (only for Top Event 2: Dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit);
- Climate change: CO (only for Top Event 1: Development of a fire in pit);
- Carcinogens: Cd, As (for both Top Events).

The cut-off for the inclusion of substances within each impact category was set equal to 0,1%, which allows to consider all substances having an impact on the selected impact categories. The cut-off criterion considered the hazards of substances, reference values of lethal concentrations and exposure periods.

The outcomes of step 3 of the integration methodology are the corrective functions, calculated starting from the indexes of risk, as reported in Table 3. In order to calculate these indexes, these references have been adopted:

- the concentration of i-esime substances at a distance of 50 meters from the release point and the toxicological references are needed;
- the Lethal Concentration 50 ($LC_{50}$) is the air concentration of a substance that kills 50% of the subjects (animals, typically mice or rats) once given in a single exposure;
- the Lethal Concentration Low ($LC_{LO}$) which is the lowest concentration of a substance in air reported by toxicological tests, to have caused death in humans or animals.
- The highest indexes of risk refer to CO and As, with regard to top event 1 (development of a fire in pit) and to $NO_2$ and As with regard to top event 2 (dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit).

| Top Event | Substance | $C_i$ (ppm) | $LC_{50}$ (ppm) | $LC_{LO}$ (ppm) | $IR_i$ | $f(IR_i)$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Top Event 1: Development of a fire in pit | $SO_2$ | 6.5 | - | 1000 | 0,0065 | 1,015 |
| | NO | 22 | 400 | - | 0,055 | 1,135 |
| | CO | 320 | 1000 | - | 0,320 | 2,089 |
| | Cd | 0.0075 | 4.25 | - | 0,00176 | 1,004 |
| | As | 0.018 | 0.13 | - | 0,13846 | 1,376 |
| Top Event 2: Dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit | $SO_2$ | 7 | | 1000 | 0,0070 | 1,016 |
| | NO | 11 | 400 | - | 0,0275 | 1,065 |
| | $NO_2$ | 45 | 200 | - | 0,225 | 1,679 |
| | Cd | 0.012 | 4.25 | - | 0,0028 | 1,007 |
| | As | 0.022 | 0.13 | - | 0,169 | 1,476 |

*Table 3. Summary of the indexes of risk and corrective functions for both top events*

| Impact category | Substance | UM | LCA results | HRA-corrected LCA for Top Event 1 | HRA-corrected LCA for Top Event 2 |
|---|---|---|---|---|---|
| Respiratory inorganics | Nitrogen oxides | DALY | 5,13E-05 | 5,82E-05 | 5,46E-05 |
| | Nitrogen dioxide | DALY | 4,76E-06 | 4,76E-06 | 7,99E-06 |
| | Sulfur dioxide | DALY | 2,93E-06 | 2,98E-06 | 2,99E-06 |
| Climate change | Carbon monoxide | DALY | 1,06E-07 | 2,22E-07 | 1,06E-07 |
| Carcinogens | Cadmium | DALY | 9,56E-07 | 9,60E-07 | 9,62E-07 |
| | Arsenic | DALY | 8,78E-07 | 1,20E-06 | 1,29E-06 |

*Table 4. Comparison of the LCIA results between the initial LCA and the corrections for both top events*

In forth step, the corrected functions previously calculated can be used for the calculation of the HRA-updated LCIA results. These results are presented in Table 4, where the substances influencing both LCA and HRA are listed.

As far as Respiratory inorganics are concerned, as shown in Table 4, for the Top Event 2 “Development of a fire in pit” the most impacting substances are nitric oxides. Concerning the Top Event 1 “Dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit”, the contribution of nitrogen dioxide should be added, which is the most influencing substance due to its intrinsic toxicity and the amount released during the accidental event. If the LCA results are compared to the HRA-corrected-LCA, the value of impact category respiratory inorganics decreases for both top events, i.e. the avoided impact connected with this impact category is less. The difference is quite similar for both top events: -9% for Top Event 1 “Development of a fire in pit” and -8% for Top Event 2 “Dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit”. As far as climate change within the Top Event 1 is concerned, the influence of impact provided by carbon monoxide is very small, if compared with the influence of carbon dioxide, therefore it can be neglected. Finally, considering the carcinogens, the influence in the final results of both top events is important, as this substance is strongly present in waste and has a considerably short release time. Therefore the change in percentage terms is equal to +25% for the Top Event 1 and +30% for Top Event 2.

Within the LCIA Ecoindicator 99, the three impact categories respiratory inorganics, climate change and carcinogens influence the results of the damage category human health and the HRA-corrected LCA are shown in Table 5.

| Damage category | UM | LCA results | HRA-corrected LCA for Top Event 1 | HRA-corrected LCA for Top Event 2 |
|---|---|---|---|---|
| Human Health | DALY | 2,44E-05 | 3,18E-05 | 3,13E-05 |

*Table 5. Comparison of the LCA results for human health damage category in the initial LCA and the two HRA-updated LCAs*

As shown in Table 5, the overall increase for the Human health damage category within the HRA-corrected LCA results is about 30% for both top events. The reasons for this considerable variation are connected with the assumptions of the integration methodology, i.e. HRA data refer to accidental risk analysis, therefore it considers the release of huge amount of pollutants in short time.

It should be noted that the HRA results defined as most critical the top event “dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit”, meanwhile the HRA-updated LCA results show that the top event “Development of a fire in pit” has a slightly higher value in terms of DALY.

The impact associated with the pit as storage area is usually not considered important in LCA, since emissions can be quantified in small amount of percolation of waste (less impactful given the presence of the existing treatment and convey system) and odorous emissions (which are treated by a vacuum active carbon system). The HRA-updated LCA results give attention to this area of the plant, which can become a source of impact.

## 5. Conclusion

There has been a growing interest in the assessment of the potential direct and indirect impacts of waste management activities on human health in the last decades, with particular reference to MSW incineration plants. Both HRA and LCA can be useful methodologies within this framework. They have different backgrounds, purposes and perspective, but they can benefit from a combined use in order to cover the gaps of the single methodologies. The integration methodology between LCA and HRA here presented does not solve the issue of integration among the two methodologies, but provides a way of combining the results of both analysis in order to help the decision making process within the MSW incineration sector. The starting point for this integration methodology was the research by Benetto et al. (2006) and the focus is given to the human health area of protection, which plays a major role in the context of MSW incineration. The integration is after the conduction of both LCA and HRA studies separately by calculating a corrective functions from adimentional indexes of risk for the impact categories assessing impacts on human health, given by the ratio between the concentration of a substance and a reference toxicological index. The adimensional corrective functions can then be multiplied by the value of environmental impact expressed in DALY, allowing the calculation of the HRA-updated LCIA results. LCA results are weighted according to HRA results, taking into account some local assumptions due to emissions of substances impacting on human health during top events.

The above-mentioned integration methodology has been tested within a case study of the third incineration line of Padova´s MSW incineration plant, considering the EcoIndicator 99 LCIA methodology. The updated-HRA LCA results lead to an increase of about 30% within the Human health damage category, due to the increased flow of pollutants released during the two identified top events, namely development of a fire in pit (Top Event 1) and dispersion of pollutants due to the presence of flue gas in pit (Top Event 2). The corrected LCA results give importance to the role of waste pit, whose impact is negligible within LCA, but of interest within HRA. The reasons of this increase is due to the assumption that HRA is based on incidental risk analysis, therefore the release of substances is immediate and in large quantities with respect to time.

Future improvements of this study can be defined on both methodologies. Prioritizing the human health aspect, as far as LCA is concerned, the focus should be given to LCIA methodologies which are more detailed with regard to the toxicological impact categories, such as the UseTox methodology developed in the context of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. Concerning the HRA, the study could be extended to include the missing inhalation routes, as well as all the environmental compartments. Furthermore, the focus could be shifted to the chronic exposure, rather than on acute exposure. But broadening the scope of both analyses should avoid the risk of complicating the environmental assessment of technologies and processes.

# 6. References


Aissani, L., Jabouille, F., Bourgoisc, J., Rousseaux, P., 2012. A new methodology for risk evaluation taking into account the whole life cycle (LCRA): Validation with case study. Process Safety and Environmental Protection, doi:10.1016/j.psep.2011.10.003

Barberio, G., Buttol, P., Righi, S., Andretta, M., 2010. Combined approach of Risk Assessment and Life Cycle Assessment for the environmental evaluations: an overview. Atti di Ecomondo. 14^ Fiera internazionale del Recupero di Materia ed Energia e dello Sviluppo Sostenibile. 3-6 Novembre 2010, Rimini Fiera. Maggioli Editore.

Benetto, E., Tiruta-Barna, L., Perrodin, Y., 2007. Combining lifecycle and risk assessments of mineral waste reuse scenarios for decision making support. Environ Impact Asses 27(3), 266-285.

Cangialosi, F., Intini, G., Liberti, L., Notarnicola, M., Stellacci, P., 2008. Health risk assessment of air emissions from a municipal solid waste incineration plant – A case study. Waste Manage 28, 885–895.

Carpenter, A.C., Gardner, K.H., Fopiano, J., Benson, C.H., Edil, T.B., 2007. Life cycle based risk assessment of recycled materials in roadway construction. Waste Manage 27(10), 1458-1464.

De Haes, H.A.U., Heijungs, R., Suh, S., Huppes, G., 2004. Three Strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. J Ind Ecol 8(3):19-32.

EC, JRC, IHCP (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.

Flemström, K., Carlson, R., Erixon, M., 2004. Relationships between Life Cycle Assessment and Risk Assessment , Potentials and Obstacles. Industrial Environmental Informatics (IMI), Chalmers University of Technology , Report 5379, June 2004.

Giusti, L., 2009. A review of waste management practices and their impact on human health. Waste Manage 29, 2227–2239.

ISO, 2006a. Environmental management. Life cycle assessment. Principle and Framework. ISO 14040:2006. International Organization for Standardisation, Geneva, CH.

ISO, 2006b. Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and Guidelines. ISO 14044:2006. International Organization for Standardisation (ISO), Geneva, CH.

Manuilova, A., Hallberg, K., Sanne, K., Widheden, J., Bogeskär, M., 2003. DANTES. A demonstration project for sustainable development. Proceeding of the InLCA/LCM conference, Seattle (USA), http://www.dantes.info/Projectinformation/Conferences/InLCALCM/Article.pdf

Morselli, L., Passarini, F., Piccari, L., Vassura, I., Bernardi, E., 2010. Risk assessment applied to air emissions from a medium-sized Italian MSW incinerator. Waste Manage Research 29(10) Supplement 48–56.

Nishioka, Y., Levy, J.I., Norris, G.A., Wilson, A., Hofstetter, P., Spengler J.D., 2002. Integrating Risk Assessment and Life Cycle Assessment: A Case Study of Insulation. Risk Analysis 22(5), 1003-1017.

Olsen, S.I., Christensen, F.M., Hauschild, M., Pedersen, F., Larsen, F.L., Torslov, J., 2001. Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals – a methodological comparison. Environmental Impact Assessment Review 21, 385-404.

Owens, J.W., 1997. Life-Cycle Assessment in Relation to Risk Assessment: An Evolving Perspective. Risk Analysis 17 (3), 359-365.

Payet, J., Gambazzi F., 2008. Assessing LCA and ERA for Sustainable site management in a single Framework. Deliverable 5.1 SN01/18 MuSA project (Integrating Multiple Scale Impact Assessment on Ecosystems for Contaminated site management) accessible at http://www.snowman-era.net/downloads/MUSA_deliverable51.pdf

Saouter, E., Van Hoof, G., Pittinger, C.A., Feijtel, T.C.J., 2001. The effects of compact formulations on the environmental profile of north European granular laundry detergents. Part I: Environmental Risk Assessment. Int J Life Cycle Assess 6(6), 363 – 372.

Saouter, E., Van Hoof, G., Feijtel, T.C.J., Owens, J.W., 2002. The effects of compact formulations on the environmental profile of north European granular laundry detergents. Part II: Life Cycle Assessment. Int J Life Cycle Assess 7(1), 27 - 38.

Scipioni, A., Mazzi, A., Niero, M., Boatto, T., 2009. LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line. Waste Manage 29, 2462–2474.

Scipioni, A., Mazzi, A., Niero, M., Savegnago, M., 2010. Environmental risk assessment as a decision support tool in MSW incineration. Proceedings of Venice 2010 Symposium, Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste, International Waste Working Group, Venice (Italy), E08 (DVD).

Sonnemann, G, Castells, F, Schumacher, M., 2003. Integrated Life-Cycle and Risk Assessment for industrial process. Lewis Publisher. Boca Raton, Florida (USA), ISBN 1-56670-644-0.

Tiruta-Barna, L., Benetto, E., Perrodin, Y., 2007. Environmental impact and risk assessment of mineral wastes reuse strategies: review and critical analysis of approaches and applications. Resour. Conserv. Recycling 50, 351–379.

Torretta V., 2006. Sicurezza e Analisi di rischio da incidenti rilevanti, Edizioni Simone, Napoli.

Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Heijungs, R., 2006. Similarities, Differences and Synergisms Between HERA and LCA—An Analysis at Three Levels. Hum. Ecol. Risk Assess 12, 431–449.

# Analisi del ciclo di vita ed eco-innovazioni di processo nella filiera automotive: un caso-studio

Alberto Simboli[1], Andrea Raggi[1], Anna Morgante[1]
[1]Dipartimento di Economia
Università "G. d'Annunzio", Viale Pindaro 42, 65127 Pescara, Italy
E-mail: a.simboli@unich.it

## Abstract

*Questo lavoro rientra in uno studio finalizzato alla valutazione ambientale di eco-innovazioni applicate a componentistica automotive, nell'ambito del progetto di ricerca HI-REACH[11]. Il componente preso in considerazione è il "perno-ruota" di motocicli ad alte prestazioni. Le eco-innovazioni sono state analizzate basandosi sulla metodologia LCA; esse sono incluse in uno scenario di sistema-prodotto alternativo e comparate con lo scenario attuale. La loro implementazione vede coinvolti diversi attori della filiera automotive. I miglioramenti proposti riguardano principalmente: i) il "concept" di realizzazione del componente ii) la tecnologia di rivestimento superficiale iii) alcune lavorazioni meccaniche. Le eco-innovazioni di processo, considerate complessivamente, consentono un miglioramento del profilo ambientale del componente che varia tra il 50 ed il 70%, per i vari indicatori considerati.*

## 1. Introduzione

Il settore *automotive*, uno dei pilastri dell'industria manifatturiera moderna, presenta storicamente profili di criticità ambientale. Come conseguenza di una maggiore sensibilità verso tali problematiche e dell'emanazione di documenti e norme, di portata sia generale (Direttiva 2008/98/CE; Libro Verde IPP, 2001; Regolamento n.1907/2006/CE) che settoriale (Direttiva 2000/53/CE) le imprese stanno sempre più spostando la loro attenzione verso una maggiore efficienza nella gestione delle risorse e dell'energia, soprattutto nelle attività di produzione. In tale contesto si suggerisce l'adozione di strategie ambientali basate sul ciclo di vita, che, cioè, considerino flussi di materiali e di energia che interessano tutto il c.d. "sistema-prodotto", dall'estrazione di risorse, fino alla produzione, distribuzione, uso e fine vita dello stesso (e.g. Heiskanen, 2002; Seuring, 2004).
L'*automotive* è anche riconosciuto come uno dei settori più innovativi; i processi di produzione attuali prevedono l'impiego di tecnologie e competenze molto differenziate, in campo meccanico, elettronico, chimico, informatico. La complessità tecnologico-organizzativa e le forti pressioni competitive hanno determinato, nel tempo, una frammentazione delle attività lungo la filiera, con specializzazione dei subfornitori, spesso PMI, su segmenti di processo ben identificati (moduli) e focalizzazione dei produttori finali (case madri) nell'assemblaggio e distribuzione dei prodotti finiti (Feenstra, 1998; Mercer, 1995); è proprio nei mercati intermedi, di subfornitura, che si registrano spesso i margini più elevati di concorrenzialità (Tunisini, 2003).
Il forte legame riscontrato tra cambiamenti strutturali e funzionali nei prodotti e aspetti tecnologico-organizzativi dei sistemi produttivi che li realizzano (Sanchez, Mahoney, 1996), porta ancor più a ritenere che l'adozione di strategie di miglioramento finalizzate ad una maggiore eco-compatibilità, soprattutto se basate sul ciclo di vita, debba veder coinvolte in maniera attiva -e proattiva- le PMI della subfornitura (Simboli, 2009; Simboli et al., 2012).

[11] European Commission's Executive Agency for Competitiveness and Innovation (EACI), Call 2009. http://www.hireach.eu

In particolare, è proprio la separazione dei ruoli e delle attività all'interno delle filiere che può determinare importanti conseguenze sullo sviluppo e l'adozione di eco-innovazioni: infatti, le PMI subfornitrici, essendo maggiormente mirate su processi di trasformazione e lavorazioni meccaniche, presidiano buona parte delle tecnologie di produzione e soffrono maggiormente il peso di inefficienze tecniche ed ambientali (scarti di processo; energia necessaria alle lavorazioni meccaniche; rivestimenti superficiali), mentre gli assemblatori spesso percepiscono solo indirettamente tali pressioni.
Le PMI della subfornitura, solitamente classificate come entità "al traino" di produttori finali (Pavitt, 1985), potrebbero quindi diventare, per le ragioni suesposte, una delle maggiori fonti di eco-innovazione nelle filiere automotive.

## 2. Innovazioni ed eco-innovazioni nel settore automotive: il progetto HI-REACH

Non esiste una definizione generalmente accettata di eco-innovazione. Varie definizioni sono state proposte dalla metà degli anni '90 in poi (ad es. Rennings 2000; CML et al., 2008). Il *Systematic Panel on Eco-innovation* (2008) ha proposto di definire l'eco-innovazione come *"the creation of novel and competitively priced goods, processes, systems, services, and procedures designed to satisfy human needs and provide a better quality of life for everyone with a life-cycle minimal use of natural resources (materials, energy and surface area) per unit output, and a minimal release of toxic substances".* Tale definizione ricomprende un'ampia categoria di innovazioni che, se riferite a produzioni manifatturiere tecnologicamente ed organizzativamente complesse, risulta difficile classificare e misurare.
Negli studi sull'innovazione, da Shumpeter (1934) in poi, si è soliti utilizzare una classificazione su due dimensioni, alla quale è possibile ispirarsi per definire i confini delle eco-innovazioni proposte nel lavoro. Tale classificazione considera le innovazioni in base a:

i) la natura del cambiamento, che distingue le c.d. *innovazioni di prodotto* (incorporate in beni e/o servizi prodotti da un'impresa) da quelle *di processo* (cambiamenti nelle tecnologie e modalità con cui un'impresa svolge la produzione) ed *organizzative* (nuove forme e metodi di organizzare e gestire le attività);

ii) l'intensità e il grado di ampiezza del cambiamento, che distingue le innovazioni in *radicali* (rottura con un approccio o uno standard dominante e creazione di uno nuovo) ed *incrementali (*cambiamenti marginali o adattamenti che non prevedono stravolgimenti nel concetto di base dello prodotto/servizio).

Con l'avvento della progettazione modulare (Ulrich, 1995), in riferimento alle sole innovazioni di prodotto, si aggiunge un terzo livello di classificazione, molto utilizzato nel settore *automotive*, riguardante:

iii) l'ambito di destinazione, in base al quale si distinguono le innovazioni in *modulari* (cambiamenti di uno o più componenti, senza che questi, però, modifichino l'architettura del sistema) e *architetturali (*cambiamenti dell'architettura, cioè della struttura generale del sistema senza necessariamente modificarne i componenti). Henderson e Clark (1990) sintetizzano queste classificazioni con uno schema che utilizza le dimensioni appena elencate (Figura 1).

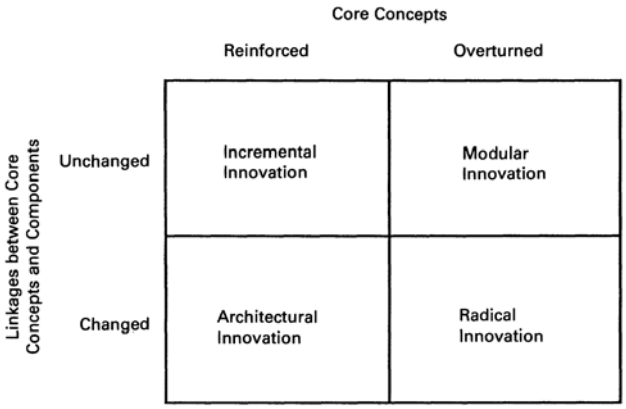



*Figura 1. Classificazione delle innovazioni secondo lo schema proposto da Henderson e Clar*
(Fonte: Henderson e Clark,1990)

Il progetto di eco-innovazione HI-REACH prevede una serie di azioni di miglioramento, in chiave eco-compatibile, focalizzate sulla produzione dell'*assieme ruota posteriore* di motocicli ad alte prestazioni, con l'obiettivo di individuare soluzioni in grado di migliorare le performance tecniche dei singoli componenti e incrementare contemporaneamente il livello di eco-efficienza lungo tutto il ciclo di vita. Tali azioni sono state proposte da un gruppo di PMI subfornitrici che concorrono alla realizzazione del modulo suddetto. Esse si configurano, dunque, come *innovazioni modulari di tipo incrementale, focalizzate sui processi di produzione*, in quanto risulta assolutamente imprescindibile mantenere inalterate le caratteristiche strutturali e funzionali del modulo interessato, dettate dalle case-madri (produttori finali); sono previsti interventi miranti ad migliorare l'utilizzo di materiali ed energia, ad eliminare o ridurre la presenza di sostanze tossiche; ad aumentare il grado di riciclabilità dei componenti e materiali, ottenendo qundi anche un vantaggio economico derivante dalla maggiore efficienza generale del sistema.
I componenti oggetto del progetto HI-REACH engono realizzati in due principali siti produttivi, rispettivamente localizzati in Val di Sangro, Atessa (CH, Abruzzo) e Vaccolino di Lagosanto (FE, Emilia-Romagna), facenti parte dello stesso gruppo industriale, fornitore di primo livello per vari produttori finali del settore delle due e quattro ruote. Il primo stabilimento è dedicato allo sviluppo e alla realizzazione di sottogruppi meccanici e sistemi ad alto contenuto tecnologico; il secondo è una fonderia di leghe di alluminio specializzata nella fusione in conchiglia a gravità. Altri processi (finitura, rivestimenti superficiali, e realizzazione di componenti ausiliari) sono svolti da aziende partner e fornitori di terzo livello, comunque coinvolti nel progetto.

## 3. Descrizione dello studio

Lo studio presentato in questo articolo è stato realizzato con l'obiettivo di valutare, dal punto di vista ambientale, le eco-innovazioni relative al componente "perno-ruota" (Figura 2).

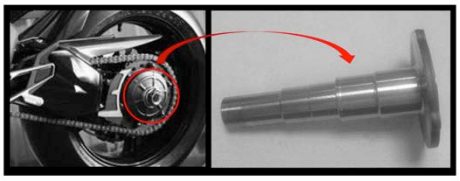


*Figura 2. Il perno-ruota*

Le eco-innovazioni sono state analizzate basandosi sulla metodologia Life Cycle Assessment (LCA); esse sono incluse in uno scenario di sistema-prodotto alternativo denominato “HI-REACH” e comparate con lo scenario attuale, denominato “TRADIZIONALE”. La Figura 3 sintetizza il sistema-prodotto analizzato nelle versioni convenzionale e migliorata.

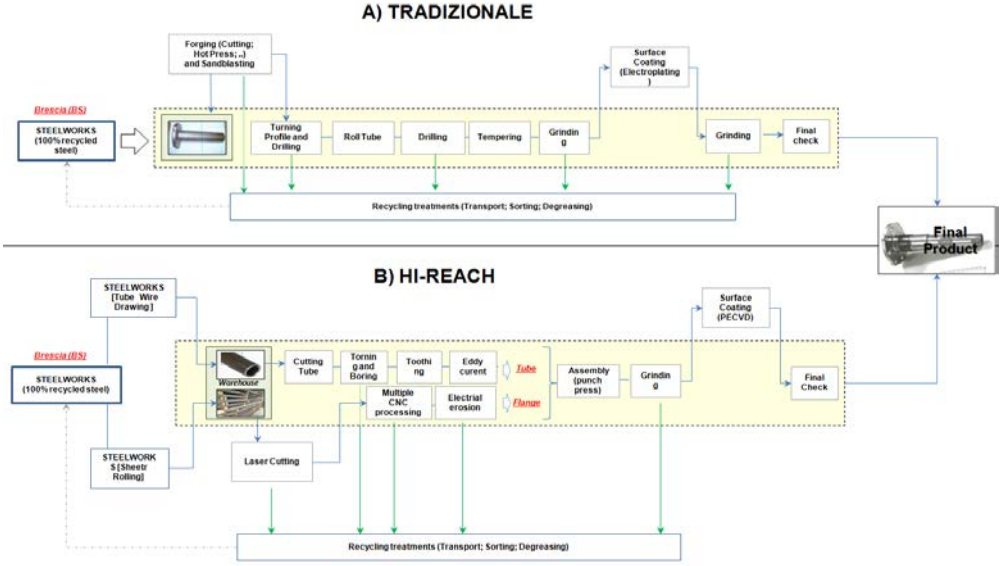



*Figura 3. Schema di flusso dei due sistemi-prodotto analizzati (TRADIZIONALE ed HI-REACH)*

Il perno-ruota è un componente critico del modulo di trazione posteriore, realizzato con una lega di acciaio (100% riciclato) ed avente un peso finale di 1,550 kg. Le eco-innovazioni analizzate riguardano principalmente la struttura del perno-ruota, alcuni processi di lavorazione e il trattamento supeficiale. Il perno-ruota TRADIZIONALE è infatti ottenuto dalla lavorazione di un singolo pezzo di acciaio forgiato. Il perno-ruota HI-REACH è invece realizzato unendo un albero, ottenuto da tubo di acciaio ad elevata resistenza, con una flangia, ottenuta da una lastra di acciaio. I trattamenti superficiali tradizionali (pulizia con soda caustica e acido cloridrico, zincatura, tempra ad induzione) vengono completamente sostituiti con l’innovativo trattamento di deposizione chimica in fase di vapore (Plasma-Enhanced Chemical Vapour Deposition — PECVD).

## 4. Metodo

Lo studio LCA è basato sulle procedure standard ISO 14040 ed altre linee-guida tecniche (ILCD Handbook, 2010; Weidema et al., 2004). L’unità funzionale è 1 unità del perno-ruota e il flusso di riferimento è di 1 unità di prodotto per ciascuna opzione considerata. I confini del sistema si estendono dall’estrazione delle materie prime fino all’ottenimento del prodotto finito (il perno-ruota), come componente di motocicli (*from cradle to gate*). Il metodo LCIA utilizzato è il ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2009). I dati, raccolti prevalentemente sul campo, si riferiscono agli anni 2011-2012. Considerando che una delle eco-innovazioni più rilevanti (concept di prodotto) riguarda l’ottimizzazione del flusso materico all’inteno del sistema, nel modello è stata data rilevanza alla gestione degli scarti di lavorazione, al fine di evidenziare il diverso peso (ed impatto) che anche i processi di riciclo hanno nei due scenari considerati.

## 5. Discussione dei risultati

Le eco-innovazioni, considerate nel loro insieme, conducono a miglioramenti significativi delle prestazioni ambientali dei componenti coinvolti. Tali miglioramenti oscillano, in media, tra il 50 e il 70% per i vari indicatori ambientali considerati nel ReCiPe 2008 (Figura 4).

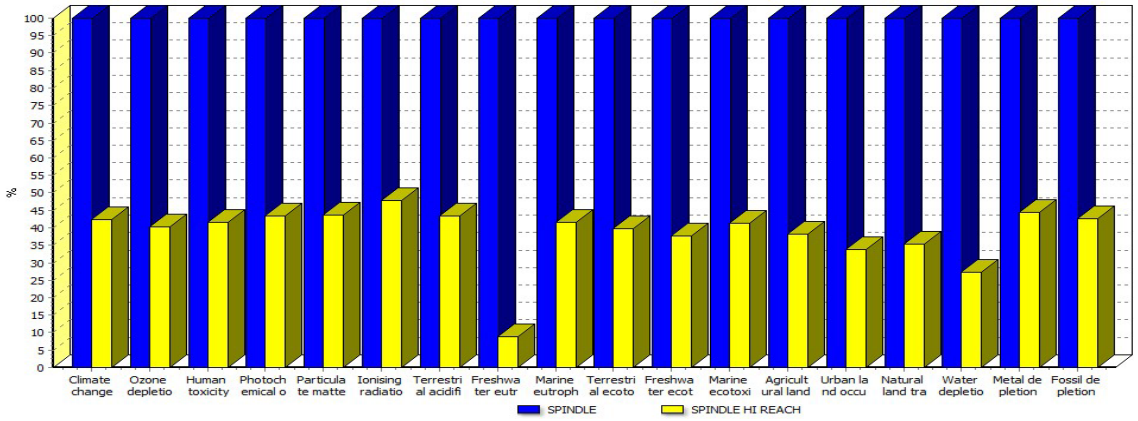
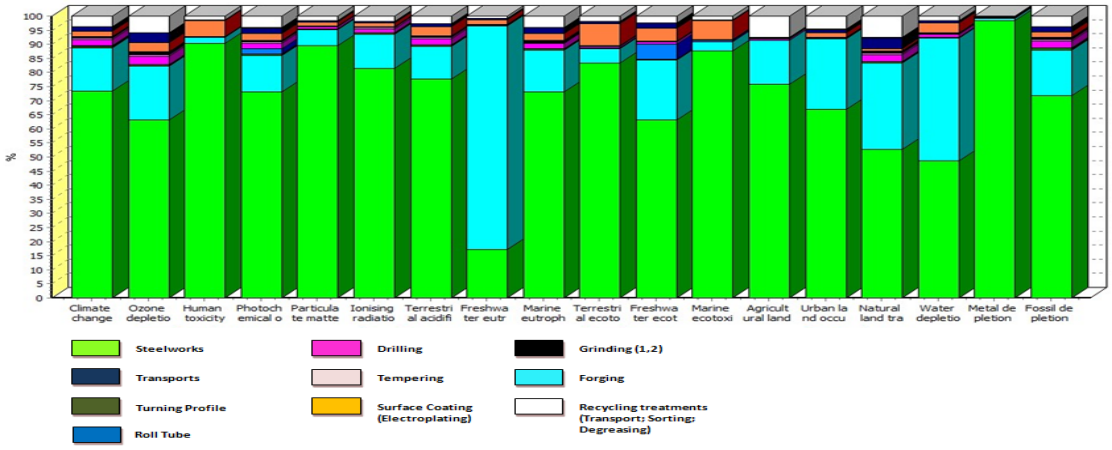



*Figura 4. Profili ambientali (caratterizzazione degli impatti) associati alle due opzioni di realizzazione del componete perno-ruota (espresse in %)*

Tali variazioni diventano più evidenti (pari a -90%) per l'indicatore Eutrofizzazione (ecosistemi d'acqua dolce). Le migliori performance possono essere ricondotte principalmente ad una riduzione nell'entità del flusso materico processato all'interno del sistema prodotto; il diverso *concept* di prodotto permette infatti di ridurre il peso dell'acciaio lavorato, trasportato e riciclato lungo la filiera da 5,0 kg a 2,2 kg.
Un secondo contributo positivo potrebbe derivare dalla diversa tecnologia di trattamento superficiale, il PECVD, che consente di ridurre drasticamente i consumi di acqua e di energia elettrica, l'emissione di sostanze nocive (nelle forme di vapori e polveri di Cr, Mo, Zn) e la produzione di fanghi da trattamento, criticità tipiche dei trattamenti tradizionali di finitura.
Altre differenze minori possono essere riconducibili a vari step di lavorazione del metallo, specialmente all'eliminazione della fase di forgiatura nella prima parte del processo.
Nella Figura 5 sono riassunti i contributi percentuali di ciascuna unità di processo alle prestazioni ambientali del componente perno-ruota, così come risultano variati in seguito all'introduzione delle innovazioni HI-REACH.
L'esame dei due profili mette in evidenza come le eco-innovazioni proposte determinino una diversa (e più ridotta) incidenza % delle lavorazioni meccaniche e dei processi di finitura - realizzati dalle imprese proponenti il progetto di eco-innovazione - rispetto all'impatto complessivo, considerato sul ciclo di vita del componente. Nello scenario TRADIZIONALE sono evidenti il contributo relativo della forgia e del trattamento galvanico (impatto che varia dal 10 all' 80% e, in media, è pari a circa il 30%), nell'HI-REACH assumono un peso relativo maggiore la *dentatura*, il *taglio laser* del componente ed i trasporti necessari alla realizzazione delle lavorazioni esterne.

**a: TRADIZIONALE**




**b: HI-REACH**

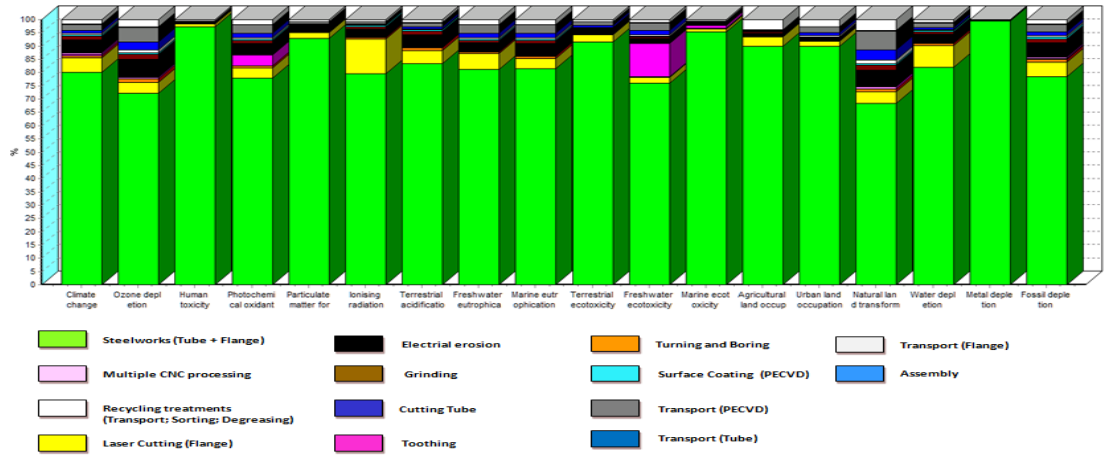



*Figura 5 (a-b). Contributo % di ogni unità di processo alla performance ambientale*

## 6. Conclusioni e futuri sviluppi

Oltre ai risultati delle eco-innovazioni descritte, alcune altre fasi del ciclo di vita dei componenti analizzati sono emerse come significative in termini di impatto ambientale e, quindi, potenzialmente oggetto di interesse per futuri miglioramenti. Ad esempio, benefici potrebbero derivare dall'internalizzazione delle fasi esterne (ad esempio, il taglio laser, o il PECVD) e dall'attuazione di strategie di gestione a ciclo chiuso dell'acciaio (recuperandolo, ad esempio, a fine-vita del prodotto finito). Future analisi potrebbero utilmente tenere in cosiderazione questi aspetti. Al fine di garantire la massima attendibilità dei risultati di questa analisi, si deve osservare che non è stato possibile reperire dati affidabili relativi al consumo di sostanze nei liquidi penetranti (essenzialmente: alcol isopropilico, acetone, propano, olio vegetale, distillati di petrolio) e loro smaltimento, ma la loro incidenza è stata stimata essere trascurabile ai fini dello studio, anche considerando le minime quantità riferibili a ciascun singolo pezzo. Accanto alla valutazione di tipo ambientale, va notato che alcune delle soluzioni innovative proposte in questo studio avrebbero riflessi importanti anche dal punto di vista economico e dell'organizzazione della produzione, aspetti, questi, che dovrebbero essere adeguatamente considerati con lo scopo di massimizzare la qualità dei prodotti finiti e la competitività degli attori coinvolti nella filiera.

# 7. Bibliografia


CML, PSI, CSM 2008, ECO-DRIVE: A framework for measuring eco-innovation: typology of indicators based on causal chains, Final Report, FP6-2005-SSP-5-A.

Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 19 novembre 2008, relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive.

Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio 2000/53/CE del 18 Settembre 2000 sui Veicoli a fine Vita.

European Commission- Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability 2010, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

Feenstra, RC 1998, Integration of trade and disintegration of production in the global economy, Journal of Economic Perspectives, vol.12, no. 4, pp. 31-50.

Goedkoop, MJ, Heijungs, R, Huijbregts, M, De Schryver, A, Struijs J & Van Zelm, R 2009, ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation, viewed 12 Gen 2012, <http://www.lcia-recipe.net>.

Heiskanen, E 2002, The institutional logic of life cycle thinking, Journal of Cleaner Production, vol. 10, no. 5, pp. 427-37.

Henderson, RM & Clark, KB 1990, Architectural innovation: The reconfiguration of existing product technologies and the failure of established firms, Administrative Science Quarterly, vol. 35, Special Issue Technology, Organizations and Innovations, pp. 9-30.

Libro Verde sulla Politica Integrata di prodotto – UE-COM (2001) 68 def del 7/02/2001.

Mercer, G, McKinsey & Co 1995, Report “Modular Supply in the 1990s: the Keys to Success” Europe’s Automotive Components Business, 2nd Quarter Economist Intelligence Unit publication, pp. 112–135.

Pavitt, K 1984, Sectoral patterns of technical change: Towards a taxonomy and a theory, Research Policy, vol. 13, pp. 343-73.

Regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio n.1907/2006/CE del 18 dicembre 2006: Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals –REACH.

Rennings, K 2000, Redefining Innovation – Eco-Innovation Research and the Contribution from Ecological Economics, Ecological Economics, vol. 32, no. 2, pp. 319-32.

Sanchez, R & Mahoney, JT 1996, Modularity, flexibility, and knowledge management in product and organization design, Strategic Management Journal, vol. 17, Winter special issue, pp. 63-76.

Schumpeter, JA, 2002, Teoria dello sviluppo economico, ETAS, Milano. Traduzione della sesta edizione tedesca (1964), sulla scorta anche dell'edizione inglese del 1934, della Theorie der wirtschaftlichen Entwicklung, 1911, con Introduzione di Paolo Sylos Labini.

Seuring, S 2004, Integrated chain management and supply chain management comparative analysis and illustrative cases, Journal of Cleaner Production, vol. 12, no. 8-10, pp. 1059-71.

Simboli, A 2009, Evoluzione dei prodotti e dei sistemi produttivi nel passaggio dal Dfm all’eco-design, Proceedings XXIV Congresso Nazionale delle Scienze Merceologiche “Ambiente-Internazionalizzazione-Sistemi-Merci-Energia”, Torino 23 – 25 Giugno 2009.

Simboli, A, Raggi, A, Morgante, A, Del Grosso, M & Rosica, P 2012, Eco-innovation of sand cores in aluminium gravity casting for the automotive supply-chain: an LCA-based analysis. In Barberio, G, Rigamonti, L & Zamagni, A (Eds) What is sustainable technology? The role of life cycle-based methods in addressing the challenges of sustainability assessment of technologies, Proceedings of the 2nd DIRE Working Group Meeting, September 27, 2012 Rome (Italy), pp. 15-17.

SIP 5 - Systematic Innovation Panel on eco-innovation (2008) Report from the 5th panel meeting, viewed 8 Mar 2013, <http://www.europe-innova.org>

Tunisini, A 2003, Supply chains e strategie di posizionamento, Carocci Editore, Roma.

Ulrich, K 1995, The Role of Product Architecture in the Manufacturing Firm, Research Policy, vol. 24, pp. 419-40.

Weidema, BP, Cappellaro, F, Carlson, R, Notten, P, Pålsson, AC, Patyk, A, Regalini, E, Sacchetto, F, Scalbi, S & Weidema, BP 2004, Procedural Guideline for collection, treatment and quality documentation of LCA data, ENEA, Bologna.



***Acknowledgement -*** The authors would like to gratefully thank Cometa S.p.A. and Michele Del Grosso for their kind collaboration during this study.

# Analisi del Ciclo di Vita dei flaconi farmaceutici prodotti dalla Stevanato Group

Marta, Beggio,[1] Stefano, Zuin,[1] Petra, Scanferla,[1] Silvia, Molinaro,[2] Diego, Mason[2]
[1]Consorzio Venezia Ricerche
[2]Stevanato Group

Email: sz.cvr@vegapark.ve.it

## Abstract

*Il presente articolo presenta uno studio di Analisi del Ciclo di Vita - LCA comparativo finalizzato a valutare i possibili impatti ambientali associati alla produzione di due gamme di flaconi in vetro (flaconi EZ-Fill e Bulk) per il packaging farmaceutico realizzati dalla Stevanato Group. Le prestazioni ambientali riferite alla produzione di 1000 flaconi in vetro sono state determinate utilizzando gli indicatori ambientali definiti dal sistema internazione Dichiarazione Ambientale di Prodotto - EPD™ (metodo EPD draft version 2007). Le due tipologie di flaconi comparate differiscono unicamente per il trattamento di sterilizzazione subito dai flaconi EZ-Fill rispetto ai flaconi Bulk. Dall'analisi emerge come, fra le diverse fasi del ciclo produttivo dei flaconi Bulk la più impattante è l'acquisizione della materia prima vetro, mentre per i flaconi EZ-Fill è l'uso del forno di depirogenizzazione. Lo studio LCA in fase di completamento ha permesso di evidenziare le possibilità di miglioramento del processo produttivo della Stevanato Group, e i possibili contributi associati all'implementazione della fase di sterilizzazione dei flaconi.*

## 1. Introduzione

La Stevanato Group (www.stevanatogroup.com) è una realtà industriale leader nella produzione di primary packaging da tubo di vetro per uso farmaceutico. Grazie alla sinergia fra la *Glass Division* e *Engineering Division*, l'azienda è in grado di controllare l'intero processo produttivo, dall'acquisto delle materie prime all'assistenza post vendita, così da aggiornare e perfezionare con continuità i vari prodotti, impianti e processi. La Stevanato Group ha attivato a partire dal 2006 un Sistema di Gestione Ambientale adeguato al monitoraggio e alla gestione degli impatti ambientali diretti ed indiretti dell'azienda, oltre a promuovere il recupero ed il riutilizzo degli scarti di lavorazione, limitare i consumi energetici, ed investire in tecnologie a minor impatto ambientale. In quest'ottica l'azienda ha deciso di quantificare gli impatti ambientali associati alla produzione di flaconi in vetro per packaging farmaceutico mediante l'utilizzo della metodologia

Analisi del Ciclo di Vita (LCA – *Life Cycle Assessment*), verificando i contributi delle diverse fasi produttive, e i possibili impatti associati all'implementazione produttiva necessaria per la gamma prodotti EZ-fill (www.ez-fill.com), contenitori farmaceutici in vetro lavati, de pirogenati e sterilizzati presso una ditta specializzata per poter essere forniti pronti al riempimento. Sebbene vi siano diversi studi LCA riguardanti i contenitori in vetro (PE International, 2009; The Glass Packaging Institute, 2010), questi sono focalizzati per il settore alimentare (es. bottiglie); per qunto riguarda i flaconi usati per il packaging farmaceutico, Belboom et al (2011) ha recentemente comparato dei flaconi in vetro con quelli in plastica (polipropilene) mediante la metodologia LCA. Usando come unità funzionale un dato volume pari ad una dose di un dato mezzo di contrasto per analisi diagnostiche, lo studio ha evidenziato come i flaconi in polipropilene presentino minori impatti rispetto ai flaconi in vetro per le varie categorie di impatto considerate (Belboom et al., 2011),

## 2. Metodo

La metodologia LCA è stata applicata alla produzione dei flaconi di vetro per uso farmaceutico, in accordo con gli standard ISO 14040 ÷ 14044 (ISO, 2006).

### *2.1. Definizione degli obiettivi e dello scopo*

L'obiettivo del presente studio è i) analizzare e quantificare i possibili impatti ambientali associati alla produzione dei flaconi farmaceutici gamma Bulk della Stevanato Group, e ii) valutare il contributo del post-trattamento EZ-Fill necessario per la produzione degli stessi flaconi. Lo studio è stato finalizzato a valutare i possibili impatti ambientali associati alla produzione dei flaconi focalizzandosi su quale fase di lavoro e materia prima o risorsa contribuisca maggiormente all'impatto. L'analisi ha preso in considerazione le seguenti fasi: l'acquisizione delle materie prime (tubi di vetro borosilicato), la produzione dei flaconi, e per la linea EZ-Fill le successive fasi di post-trattamento degli stessi. Nello studio, è stato inoltre considerato il trasporto dei tubi di vetro borosilicato dalla ditta fornitrice localizzata a Mitterteich in Germania. Sono stati esclusi per entrambi i prodotti i trasporti dei flaconi ai clienti, l'uso dei flaconi e il loro fine vita (*cradle to gate* analisi).

*Unità funzionale*

L'Unità Funzionale (UF) scelta per lo studio è la produzione di "1000 flaconi ", caratterizzati per avere una capacità volumetrica di 3 ml per entrambi i flaconi. L'UF è stata definita considerando la funzione del prodotto, il suo utilizzo nel settore packaging farmaceutico, e i quantitativi annui prodotti dalla Stevanato Group.

### *2.2. I confini del sistema analizzato*

Ii confini del sistema analizzato hanno preso in considerazione le unità di processo comprese tra la fase di estrazione delle materie prime e l'uscita dei flaconi dallo stabilimento della Stevanato Group. Nello specifico sono state consideratele seguenti fasi: l'estrazione delle materie prime, la loro lavorazione, l'acquisizione e il trasporto in azienda dei tubi di vetro borosilicato, il loro stoccaggio, il caricamento dei tubi nella linea produttiva, la formatura dei flaconi, l'inserimento nella linea trasportatrice, la ricottura in forno, la fase di controllo qualità e l'imballaggio. Tali fasi sono comuni alla produzione dei flaconi Bulk e EZ-Fill. Sono state inoltre considerate le fasi di post-trattamento compiute internamente per i flaconi EZ-Fill che prevedono: il caricamento in linea, il lavaggio e l'asciugatura, il trattamento in forno di depirogenizzazione e l'imballaggio. Il confine fisico del sistema analizzato è riportato in Figura 1, nelle Figura 2 e 3 sono dettagliate invece le diverse fasi produttive e gli input di energia e di materia, e gli output del processo inerenti rispettivamente la produzione dei flaconi Bulk e EZ-Fill. Nelle tre figure le parti tratteggiate sono relative alle fasi di lavorazione compiute dalla Stevanato Group.

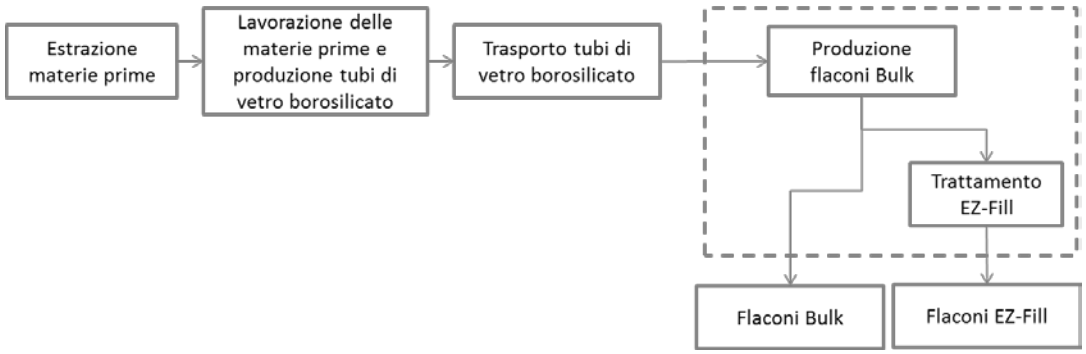



*Figura 1. I confini del sistema analizzato (from cradle to gate analisi)*

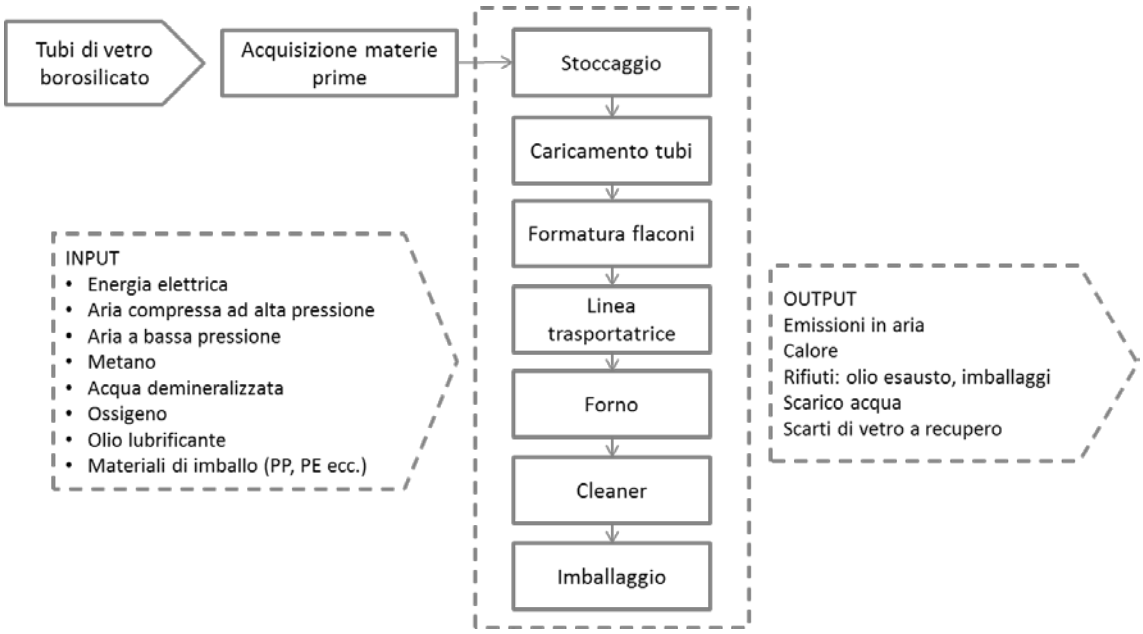



*Figura 2. I confini del sistema di produzione dei flaconi Bulk*

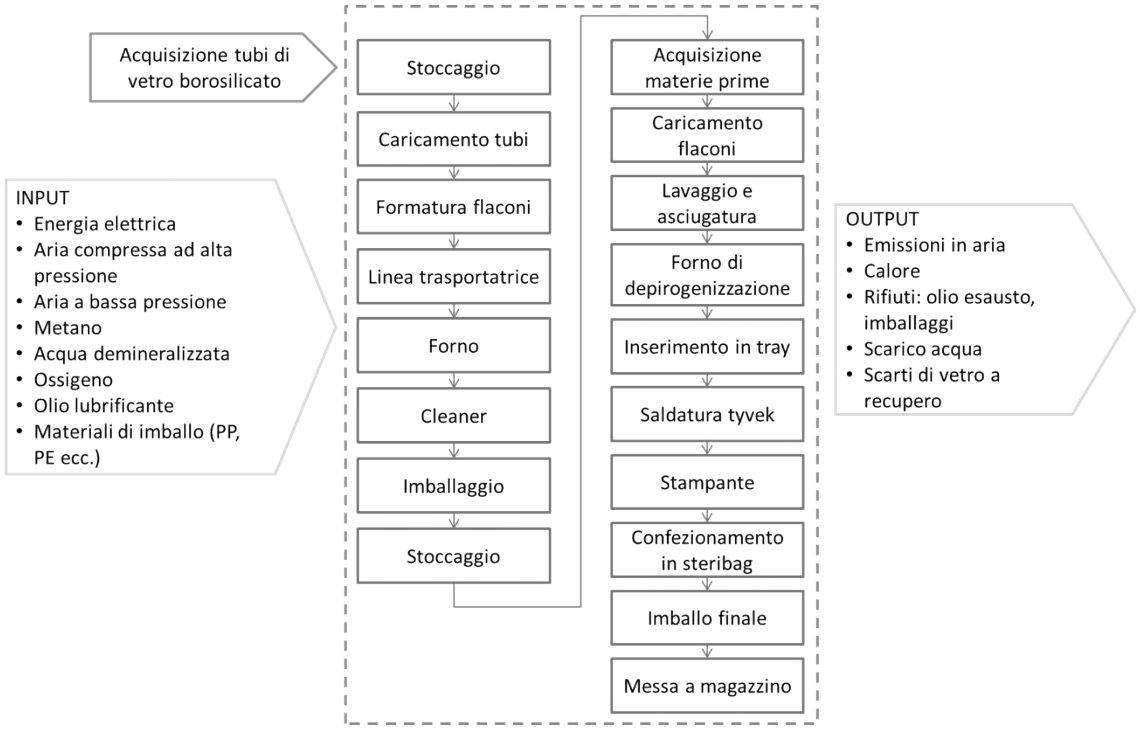



*Figura 3. I confini del sistema di produzione dei flaconi EZ-Fill*

### *2.3 Dati raccolti*

Una volta definiti i confini del sistema oggetto dello studio, sono stati raccolti tutti i dati (materie prime, consumi energetici e di combustibile, emissioni in aria durante la formatura e la ricottura in forno, scarichi in acqua per il raffreddamento dell'impianto, rifiuti generati, scarti riutilizzati ecc.), utilizzando i dati primari forniti dalla Stevanato Group per l'anno 2012. I dati forniti dalla Stevanato non sono riportati per ragioni di riservatezza (dati confidenziali). Dati secondari sono stati ricavati da appositi database (es. Ecoinvent v.2) e dalla letteratura. I dati raccolti sono stati organizzati ed elaborati, e infine utilizzati per eseguire l'analisi usando il software di calcolo LCA della SimaPro v. 7.1.

# 3. Risultati

## *3.1 Analisi degli impatti*

I risultati dell'analisi degli impatti espressi per UF dopo la caratterizzazione, e relativi alle diverse fasi considerate nello studio, sono visualizzati nel grafico di Figura 4 per i flaconi EZ-Fill. LI grafico riporta i risultati relativi alle varie fasi considerate . Gli indicatori di impatto sono stati misurati usando la metodologia EPD 2007 (draft version). Il grafico di Figura 5 riporta invece per ogni categoria di impatto analizzata i risultati della comparazione fra gli impatti collegati alla produzione dei flaconi Bulk ed EZ-Fill.

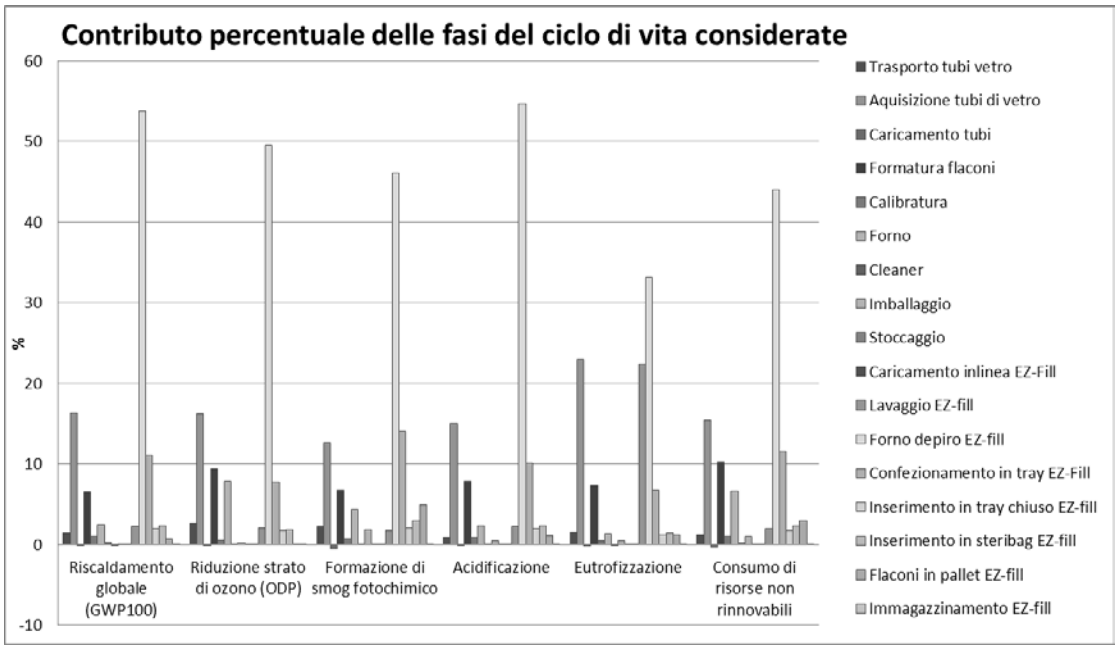



*Figura 4. Risultati analisi del ciclo di vita dei flaconi EZ-Fill : comparazione fra il contributo percentuale delle diverse fasi in termini delle diverse categorie di impatto analizzate*

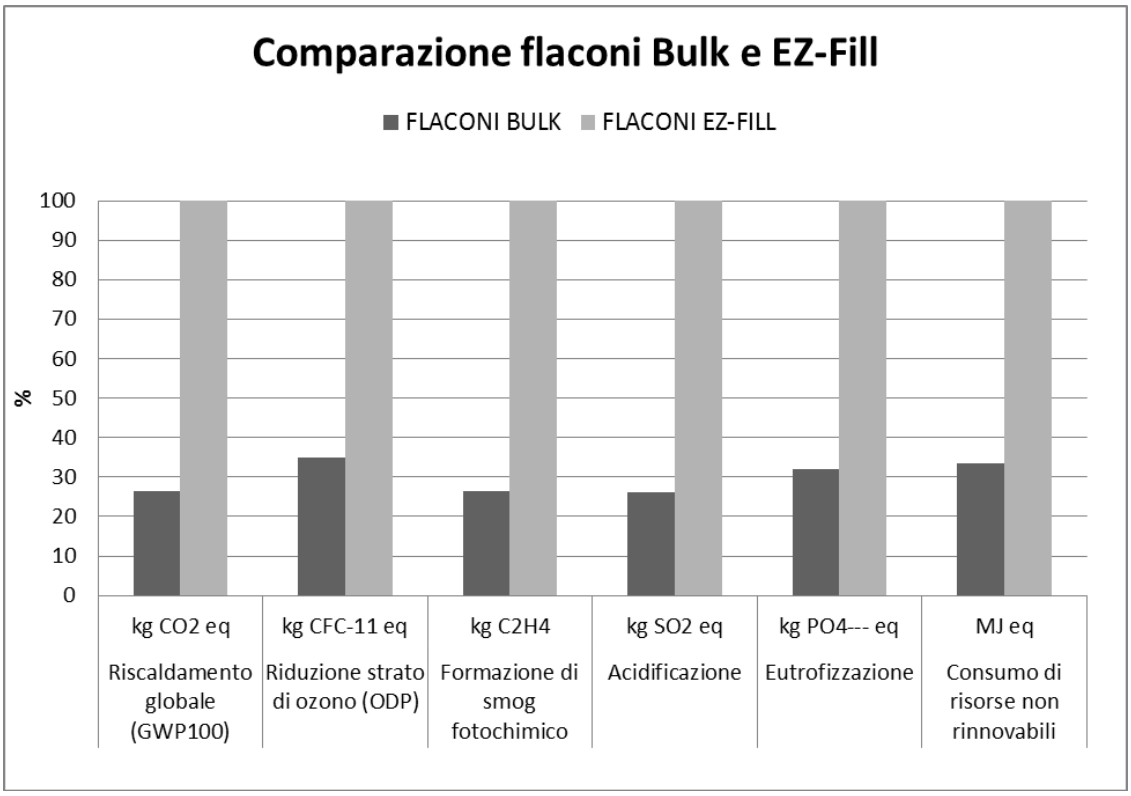



*Figura 5. Risultati dell'analisi comparativa del ciclo di vita dei flaconi Bulk e dei flaconi EZ-Fill*

Osservando i risultati ottenuti per i flaconi della gamma EZ-Fill della Figura4, si nota come la fase di impiego del forno di depirogenizzazione per iltrattamento EZ-Fill risulta essere la fase più rilevante per tutte le categorie di impatto considerate. Oltre a tale fase, , altre fasi rilevanti, comuni ai flaconi Bulk ed EZ Fill, sono l'acquisizione dei tubi di vetro e secondariamente la ricottura in forno e la formatura dei flaconi, I risultati della comparazione riportati in Figura 5 evidenziano come i flaconi della gamma EZ-Fill a seguito degli ulteriori trattamenti cui sono sottoposti presentano per ogni categoria di impatto dei valori nettamente più elevati dei flaconi Bulk. Dall'analisi compiuta emerge come sia l'impiego del forno di depirogenizzazione la fase del post trattamento EZ-Fill maggiormente impattante. L'impatto associato all'uso del forno di depirogenizzazione è dovuto al consumo di energia elettrica da esso derivante.
Le due categorie di impatto dove il contributo di tale fase risulta più rilevante sono il riscaldamento globale, dove comporta il rilascio di 41,8 kg di $CO_2$ eq sulle totali di 77,8 kg di $CO_2$ eq emesse, e l'acidificazione in cui determina il rilascio di 0,20 kg di $SO_2$ eq sui totali 0,37 emesse. L'impatto dell'acquisizione delle materie prime è dovuto invece alla produzione dei tubi di vetro borosilicato e quindi al consumo di risorse ad esso associato. In particolare, l'acquisizione del vetro borosilicato contribuisce con un rilascio di 12,8 kg di $CO_2$ eq sul totale di $CO_2$ eq emesse, e con un contributo di 0,0088 kg $PO_4^{---}$ eq in termini di eutrofizzazione.

### *3.2 Analisi dei contributi*

Nello specifico per quanto concerne la produzione dei flaconi EZ-Fill nella categoria di impatto dei cambiamenti climatici l'analisi dei contributi ha permesso di verificare come la sostanza associata alla fase di utilizzo del forno di depirogenizzazione che contribuisce maggiormente all'impatto complessivo sia il diossido di carbonio (vedi Figura 6) mentre per l'acidificazione le sostanze che contribuiscono maggiormente all'impatto associato all'impiego del forno sono gli ossidi di zolfo seguiti dagli ossidi di azoto (vedi Figura 7).

Relativamente all'acquisizione dei tubi di vetro borosilicato, fase comune al ciclo di vita dei flaconi Bulk e dei flaconi EZ-Fill, la sostanza che contribuisce maggiormante all'impatto complessivo in termini di riscaldamento globale è il diossido di carbonio mentre per l'eutrofizzazione gli ossidi di azoto.

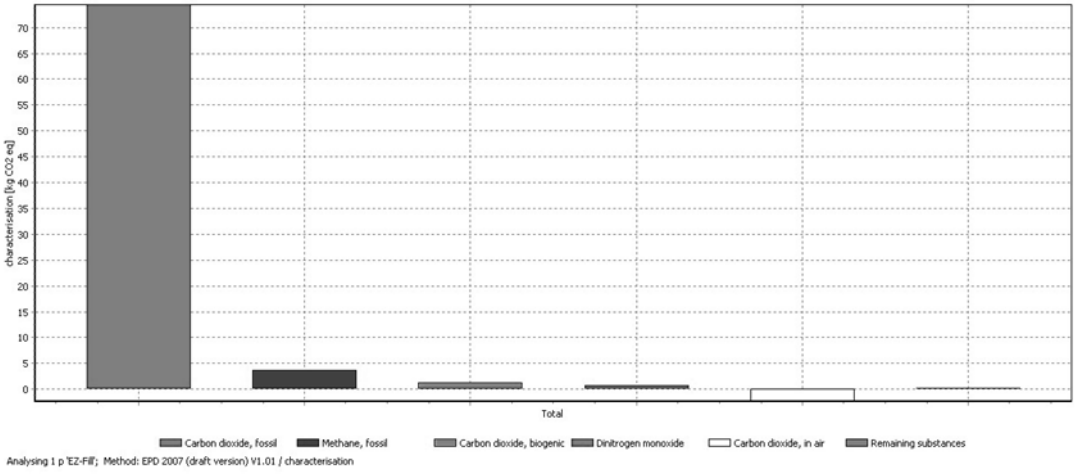



*Figura 6. Analisi dei contributi: sostanze maggiormante impattanti nella fase di forno di depirogenizzazione in termini di riscaldamento globale*

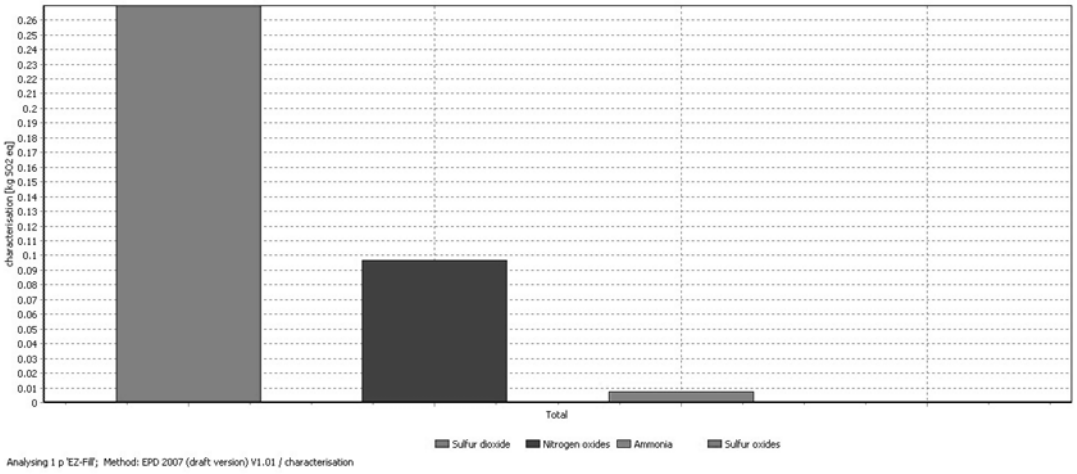



*Figura 7. Analisi dei contributi: sostanze maggiormante impattanti nella fase di forno di depirogenizzazione in termini di acidificazione*

## 4. Conclusioni

Lo studio LCA condotto ha permesso di individuare i punti deboli del processo produttivo della Stevanato Group dal punto di vista energetico ed ambientale. Lo studio ha permesso inoltre di quantificare quale sia il contributo, nelle diverse categorie di impatto, collegato ai post-trattamenti subiti dei flaconi EZ-Fill rispetto ai flaconi Bulk. Nello specifico, la fase di impiego del forno di depirogenizzazione nel trattamento EZ-Fill, connessa al suo consumo di energia elettrica, è risultata essere la fase più impattante per l'analisi condotta sui flaconi EZ-Fill e al contempo anche la fase che ha determinato i maggiori impatti rispetto ai flaconi Bulk. L'acquisizione del vetro borosilicato risulta anch'essa essere un punto critico. Il vetro borosilicato in forma di tubo è la materia prima del processo produttivo; esso ha diversi impatti intrinseci (es. consumo di risorse quali sabbia silicea, carbonati, ecc), quindi le possibili considerazioni sui possibili miglioramenti ambientali del processo produttivo non possono essere effettuate in tale fase. Valutazioni diverse possono invece essere fatte in merito ai consumi diretti di aria compressa nella fase di formatura dei flaconi e di combustibili durante la ricottura in forno degli stessi. Lo studio si è focalizzato fino ad ora alla produzione dei flaconi, ma la fase d'uso dei flaconi ed il loro fine vita, oltre ai trasporti, saranno successivamente integrati. Questa prima applicazione non esaustiva e non ancora terminata, intende evidenziare l'importanza della LCA nell'individuare opportunità di miglioramento dei prodotti sotto il profilo ambientale, e nel misurare e verificare i risultati ottenuti in termini di miglioramenti o innovazioni dei prodotti per il settore packaging farmaceutico.

## 5. Bibliografia

Belboom, S, Renzoni, R, Verjans, B, Léonard, A, Germain, A 2011, 'A life cycle assessment of injectable drug primary packaging: comparing the traditional process in glass vials with the closed vial technology (polymer vials)', The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 16(2), pp 159-167.

PE International, 2009, 'Life Cycle Assessment of Container Glass in Europe' Method Report commissioned by European Container Glass Federation (FEVE)

The Glass Packaging Institute, 2010, 'Environmental Overview. Complete Life Cycle Assessment of North American Container Glass'

ISO 2006, ISO 14040:2006, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework,

ISO 2006, ISO 14044:2006, Environmental management – Life cycle assessment - Requirements and guidelines

# Analisi di impatto ambientale di sistemi per la raccolta e il trattamento di Rifiuti Solidi Urbani (RSU)

S. Marinelli, R. Gamberini, B. Rimini, A.M. Ferrari, P. Neri, L. Montorsi, M. Milani
Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria, Via Amendola, 2 - 42100 Reggio Emilia

*Corresponding author:* simona.marinelli@unimore.it

## Abstract

*L'obiettivo dello studio è la valutazione di impatto ambientale di porzioni incrementali di raccolta differenziata, provenienti dal circuito dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU) prodotti all'interno di aree dedicate a parco naturale. Mediante l'approccio LCA (LIfe Cycle Assessment) sono stati confrontati diversi sistemi di gestione e trattamento. Si è comparata la tradizionale gestione mediante incenerimento con i risultati ottenuti da un innovativo sistema integrato, in grado di fornire energia. I primi risultati dimostrano che l'impatto ambientale è migliorato e che esso diminuisce in maniera considerevole all'aumentare dell'ammontare di rifiuti differenziati trattati.*

## 1. Introduzione

La protezione dell'ambiente mediante la riduzione degli impatti provenienti dalla gestione dei rifiuti è una priorità della Comunità Europea (CE) [1]. Il presente studio è inserito all'interno di una delle attività finanziate dalla CE volte all'ottimizzazione dei sistemi di gestione e trattamento di Rifiuti Solidi Urbani (RSU). In particolare, il focus è sul circuito dei RSU generati all'interno di parchi naturali e sulle modalità di trattamento degli stessi al fine di ottenere energia, mediante impianti localizzabili all'interno dell'area destinata a parco naturale o nelle zone limitrofe. Viene quindi nel seguito presentata una sintesi di un'analisi ambientale comparativa tra una gestione dei rifiuti tradizionale, che prevede l'utilizzo di un termovalorizzatore, e una gestione che tende invece a ridurre al minimo la frazione destinata all'incenerimento. L'ipotesi è quella di recuperare la frazione di scarto proveniente dalla raccolta differenziata (altrimenti sovente destinata ad essere trattata mediante termovalorizzatore) e indirizzarla a un sistema integrato composto da una prima fase di digestione anaerobica e da una successiva di gassificazione, il tutto combinato a un recupero finale di energia mediante cogenerazione. Dopo la presentazione dei dati necessari allo studio e delle fasi che compongono una analisi LCA (Life Cycle Assessment), implementata nel seguito, vengono analizzati scenari alternativi, caratterizzati da un numero di abitanti serviti compreso tra 1.000 e 50.000. Il sistema integrato proposto, infatti, ben si adatta all'implementazione anche all'interno di comunità di piccole dimensioni, al fine di garantire la prossimità tra i luoghi di generazione e i luoghi di trattamento dei rifiuti, con conseguenti benefici in termini di riduzione delle risorse dedicate al loro trasporto e aumento della consapevolezza concernente la loro produzione e il loro trattamento. Per ogni scenario studiato sono stati analizzati gli impatti in presenza di diversi valori indicativi della porzione della raccolta differenziata rispetto al totale. I valori considerati sono il 40% e il 60%. Obiettivo dello studio è quindi quantificare gli effetti ambientali conseguenti a tali comportamenti virtuosi.

## 2. Analisi LCA di sistemi per la raccolta e il trattamento di RSU

### 2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Obiettivo dello studio è la valutazione d'impatto ambientale di diverse soluzioni per il trattamento di RSU. La funzione del sistema è lo smaltimento della frazione differenziata di rifiuti provenienti da comuni presenti all'interno di parchi naturali (o posti nelle vicinanze) e il recupero di energia attraverso il trattamento degli stessi.

Si adotta come unità funzionale (UF) la quantità di rifiuti raccolti in un anno [t/anno], al netto della frazione indifferenziata destinata all'incenerimento. Quest'ultima viene infatti al momento considerata non differenziale, non è pertanto inserita nei confronti. I dati relativi alla produzione e alla raccolta del rifiuto sono stati ottenuti da analisi sperimentali sul campo. La composizione del rifiuto viene calcolata basandosi sulle percentuali riportate dall'Osservatorio Nazionale sui Rifiuti (2008), per la Regione Veneto, considerata dalla CE come una zona di riferimento per raccolta e trattamento RSU in Italia [2]. Altra fonte utilizzata durante l'analisi di inventario è il database EcoInvent [3]. Quando non presenti in banca dati, sono stati creati processi ad hoc [4].

### 2.2. Metodologia di valutazione del danno

L'analisi è stata condotta utilizzando il codice di calcolo SimaPro 7.3.3. La valutazione dell'impatto ambientale è stata affettuata con il metodo Impact 2002+ [5] in una versione modificata da parte del gruppo di studio.
In particolare, sono state introdotte le seguenti modifiche:

- nella categoria Mineral Extraction sono state introdotte le risorse: *Silver, in ground*; *Silver, 0,01% in crude ore, in ground*; *Gravel, in ground*; *Sand, in ground*; *Lithium, in ground*; *Bromine, in ground* e le diverse tipologie di acque di falda presenti nella categoria d'impatto Minerals nel metodo Eco-Indicator99. Sono stati assunti gli stessi fattori di caratterizzazione utilizzati in Eco-Indicator99 [6];
- in Land occupation sono state aggiunte le voci *Transformation from* e *Transformation to* dei terreni corrispondenti alle relative voci di Occupation, già contemplate dal metodo, così come riportato nel modello EPS2000 [7];
- è stata aggiunta la categoria di impatto Radioactive waste, che fa riferimento alle diverse tipologie di scorie radioattive e volume occupato da queste. Sono stati assunti come fattori di caratterizzazione gli stessi utilizzati dal metodo danese EDIP2003.

### 2.3. Descrizione degli scenari

Gli scenari analizzati si caratterizzano per un diverso numero di abitanti e conseguentemente per diverse quantità di RSU che oscillano tra un valore minimo di 500 t/anno e un valore massimo di circa 25.000 t/anno. Per generare i valori di proiezione sono stati usati i valori di composizione della raccolta differenziata media italiana [8], riportati nella Tabella 1.

| **Tipologia** | **Percentuale [%]** |
|---|---|
| Frazione umida | 21,98 |
| Verde | 14,58 |
| Vetro | 15,53 |
| Plastica | 5,66 |
| Legno | 6,04 |
| Carta | 26,74 |
| Metalli | 2,78 |
| Tessili | 0,7 |
| RAEE | 2,21 |
| Altri ingombranti a recupero | 2,76 |
| Raccolta selettiva | 0,33 |
| Altro | 0,69 |

*Tabella 1. Percentuali merceologiche della raccolta differenziata media italiana*

## 2.4. Descrizione delle due opzioni di trattamento analizzate

Lo studio è stato condotto confrontando l'impatto ambientale di due diverse alternative per la gestione dei rifiuti, denominate *Opzione a* e *Opzione b*.

### *2.3.1 Opzione a*

I materiali ottenuti dalla raccolta differenziata vengono indirizzati ai processi di riciclo, mentre tutte le componenti indifferenziate del rifiuto, unitamente alle impurità e alle frazioni non direttamente e semplicemente inseribili nel processo di recupero, vengono tradizionalmente gestite mediante incenerimento. La Figura 1 mostra la flow-chart relativa a tale opzione. Il primo processo analizzato è quello della raccolta stradale all'interno del quale vengono computati le energie di processo, i trasporti e gli impatti relativi alla produzione di sacchi e cassonetti. Dalla raccolta si ottiene una frazione indifferenziata destinata all'incenerimento e una frazione differenziata. Il processo d'incenerimento della frazione indifferenziata non è stato vatutato in quanto processo considerato non differenziale rispetto all'opzione innovativa illustrata nel seguito. Attraverso processi di separazione e vagliatura dei rifiuti differenziati, vengono individuati materiali di buona qualità che sono diretti ai processi di riciclo. Sono computate le energie necessarie alla preparazione del materiale destinato al riciclo, ma non viene considerata la produzione del secondario, essendo anche questo un processo non differenziale. Tutte le impurità non recuperabili derivanti dalla vagliatura e dalla selezione dei rifiuti differenziati, la frazione organica e il rifiuto verde vengono indirizzate al processo di incenerimento. I processi di incenerimento (uno per ogni tipologia di rifiuto) considerano la produzione di energia elettrica e termica mediante termovalorizzazione, nelle quantità fornite dalla banca dati [3], allocate come prodotto evitato.

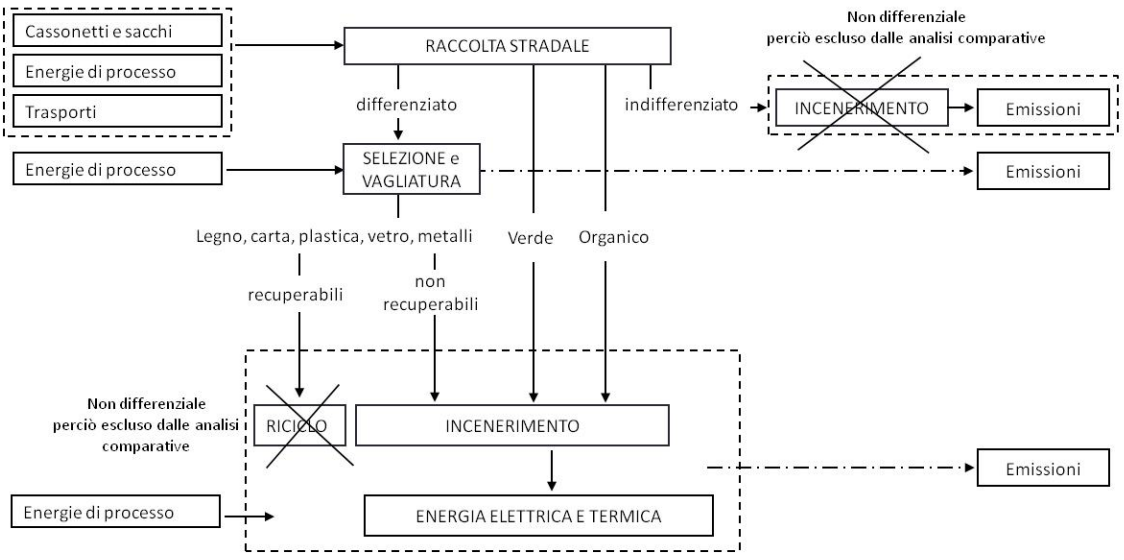



*Figura 1. Flow-chart del processo relativo all'opzione a*

### *2.3.2 Opzione b*

L'incenerimento è riservato unicamente alla frazione di rifiuto indifferenziato, mentre le restanti frazioni vengono gestite tramite un innovativo impianto integrato. La Frazione Organica dei Rifiuti Solidi Urbani (FORSU) è trattatata mediante digestione anaerobica (in impianto con tecnologia wet-mesofila). In particolare, l'ottimale condizione della miscela in input viene ottenuta mediante l'aggiunta di acqua. La differente composizione della FORSU al variare della stagione dell'anno comporta una differente richiesta e un successivo differente apporto di acqua.

Tuttavia, nel presente studio, non sono state analizzate tali variazioni stagionali. Sono stati invece presi in considerazione i valori annui medi.
Il rifiuto verde subisce un processo di essiccazione, successivamente al quale viene trattato mediante gassificazione, all'interno di un gassificatore di tipo down-draft. Anche le componenti rimanenti dalla vagliatura e dalla selezione della frazione differenziata (quali scarti non riciclabili di plastica, carta e legno) vengono indirizzati al gassificatore.
Dalla digestione anaerobica si ottiene biogas, mentre dalla gassificazione si ottiene syngas, entrambi utilizzati in un motore a combustione interna per la produzione di energia elettrica e termica. Parte di tale energia è utilizzata per gestire l'intero impianto, mentre la restante parte è disponibile per uso esterno. L'impianto integrato prevede inoltre un ulteriore processo: il digestato viene inviato a un separatore solido fluido il quale divide la componente solida (che entra nel processo di gassificazione) dalla componente liquida, la quale viene utilizzata per la produzione di acqua demineralizzata attraverso un impianto di nanofiltrazione ed osmosi inversa e diretta. Per quanto riguarda gli scarti dell'impianto, le polveri trattenute dai filtri e i residui dei processi di digestione, di gassificazione e di nanofiltrazione, si prevede il conferimento in discarica.

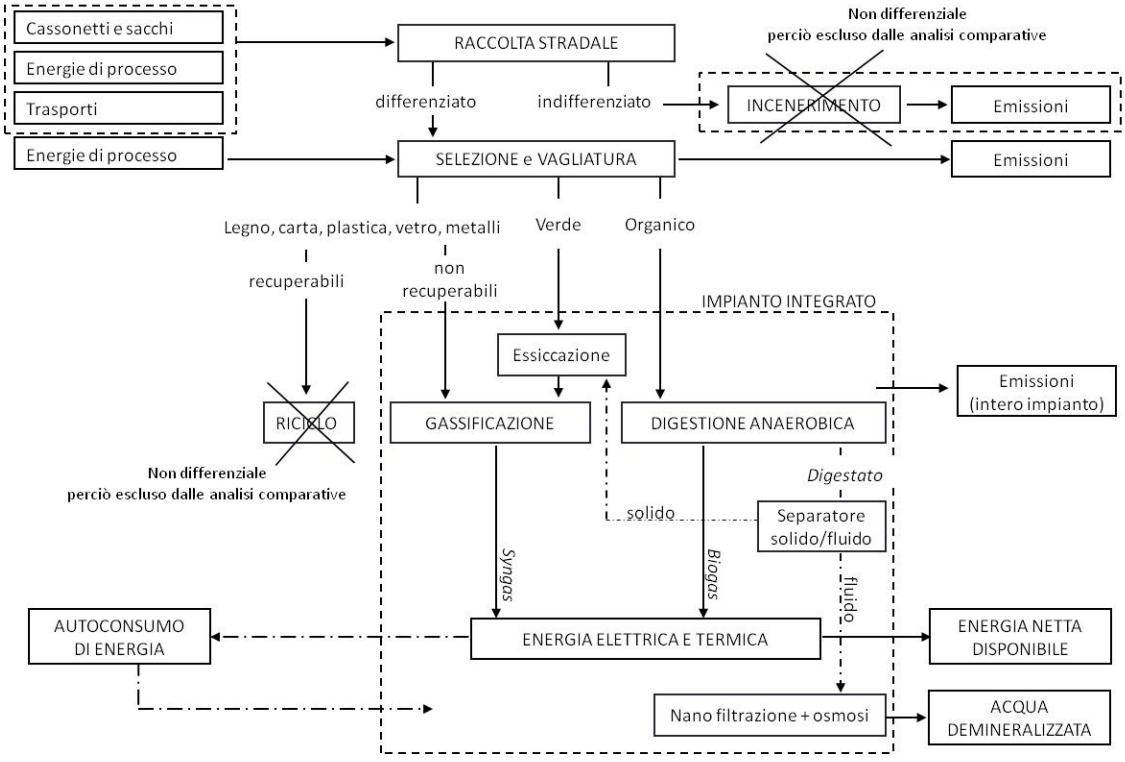



*Figura 2. Flow-chart del processo relativo all'opzione b*

## 3. Valutazione di impatto ambientale

Le alternative tecnologiche oggetto delle opzioni a e b sono comparate all'interno di tre scenari, i cui dati caratteristici sono riportati in Tabella 2, che possono essere reputati come rappresentativi di tutto lo studio, per numero di abitanti e quantità di rifiuto annuo:

| Scenario | Numero di abitanti | RSU [t/a] |
|---|---|---|
| *Scenario 1* | 1.000 | 505 |
| *Scenario 2* | 20.000 | 10.100 |
| *Scenario 3* | 50.000 | 25.250 |

*Tabella 2. Tre scenari rappresentativi*

| ***Principali flussi in entrata/uscita*** | *Scenario 1* | *Scenario 2* | *Scenario 3* |
|---|---|---|---|
| FORSU (digestore) [t/h] | 0,048 | 1,021 | 2,172 |
| Rifiuto verde (gassificatore) [t/h] | 0,008 | 0,169 | 0,360 |
| Frazione combustibile (gassificatore) [t/h] | 0,002 | 0,048 | 0,102 |
| Biogas prodotto [t/h] | 0,003 | 0,057 | 0,120 |
| Syngas prodotto [t/h] | 0,015 | 0,319 | 0,678 |
| Energia elettrica (prodotta) [kW] | 10,88 | 229,63 | 488,34 |
| Energia termica (prodotta) [kJ] | 70.530 | 1.478.986 | 3.164.419 |
| Acqua demineralizzata prodotta [t/h] | 0,003 | 0,057 | 0,121 |
| Scarti di processo (discarica) [t/h] | 0,029 | 0,604 | 1,286 |

*Tabella 3. Principali flussi in entrata e uscita relativi ai tre scenari rappresentativi*

In Tabella 3 si riportano i dati relativi ai principali flussi in entrata e in uscita (i.e. materie prime, energia prodotta e scarti di processo) relativi ai tre scenari rappresentativi, considerati nell'analisi d'inventario dell'opzione b. In particolare, si evidenzia che gli impianti sono stati modellati facendo riferimento a dati sperimentali ottenuti dall'osservazione sul campo di diversi impianti di digestione anaerobica e di gassificazione, partendo da una taglia minima di 50 kW per il digestore anaerobico e di 10 kW per il gassificatore.

### 3.1. Analisi comparativa tra le due opzioni analizzate per il trattamento dei RSU

Confrontando l'opzione a (tradizionale) con l'opzione b (innovativa), l'analisi dei risultati evidenza una riduzione dell'impatto ambientale nel caso dell'alternativa innovativa proposta, per tutti gli scenari analizzati. Come si evidenzia in Figura 3, il danno è causato principalmente (81,9%) dal processo di incenerimento della frazione organica nella categoria di danno *Human Health* ed è dovuto per il 70% alla diossina (*Dioxin, 2,3,7, 8 Tetrachlorodibenzo-p-*) in aria. Premiante risulta quindi la valorizzazione di tale componente all'interno di un digestore anaerobico e di un gassificatore.

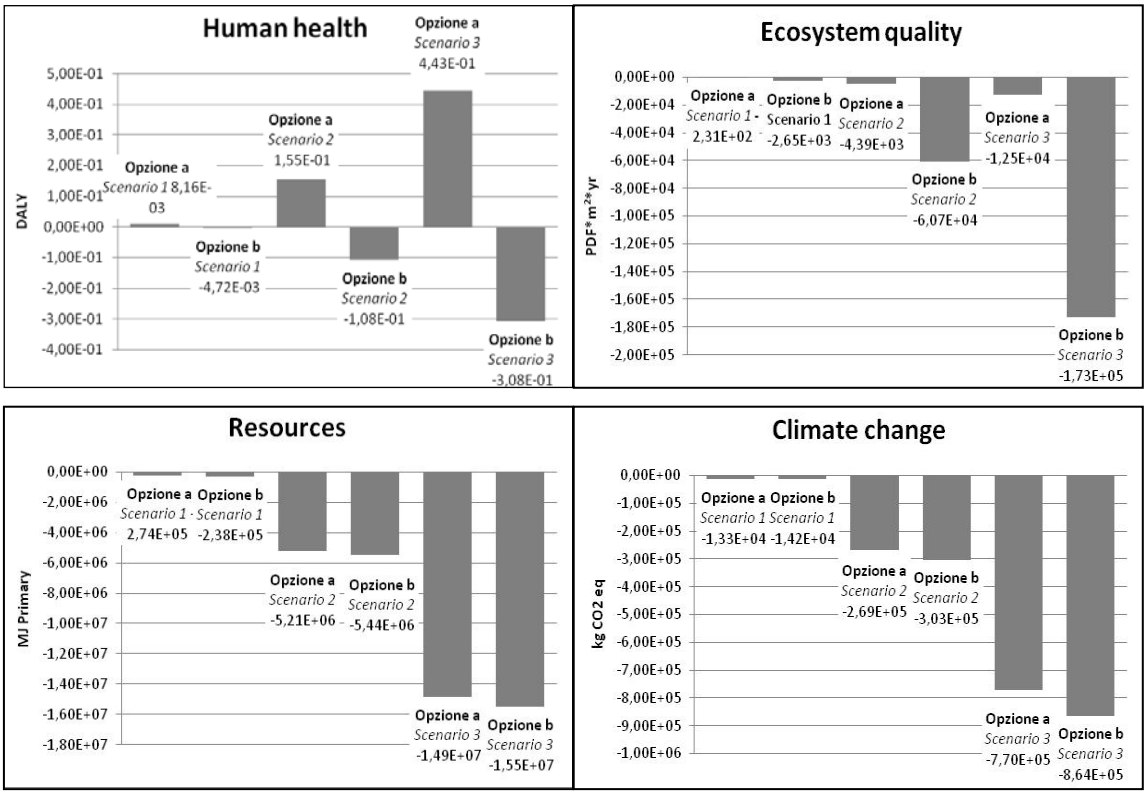

Human health
DALY
Opzione a Scenario 1 8,16E-03
Opzione b Scenario 1 -4,72E-03
Opzione a Scenario 2 1,55E-01
Opzione b Scenario 2 -1,08E-01
Opzione a Scenario 3 4,43E-01
Opzione b Scenario 3 -3,08E-01
Ecosystem quality
PDF*m2*yr
Opzione a Scenario 1 2,31E+02
Opzione b Scenario 1 -2,65E+03
Opzione a Scenario 2 -4,39E+03
Opzione b Scenario 2 -6,07E+04
Opzione a Scenario 3 -1,25E+04
Opzione b Scenario 3 -1,73E+05
Resources
MJ Primary
Opzione a Scenario 1 2,74E+05
Opzione b Scenario 1 -2,38E+05
Opzione a Scenario 2 -5,21E+06
Opzione b Scenario 2 -5,44E+06
Opzione a Scenario 3 -1,49E+07
Opzione b Scenario 3 -1,55E+07
Climate change
kg CO2 eq
Opzione a Scenario 1 -1,33E+04
Opzione b Scenario 1 -1,42E+04
Opzione a Scenario 2 -2,69E+05
Opzione b Scenario 2 -3,03E+05
Opzione a Scenario 3 -7,70E+05
Opzione b Scenario 3 -8,64E+05

*Figura 3. Confronto tra le due opzioni nei tre scenari per principali categorie di danno*

La produzione di energia elettrica e termica, in entrambe le opzioni considerata come prodotto evitato (nel caso dell'opzione b, al netto delle energie utilizzate dall'impianto), è il vantaggio principale nelle categorie di danno *Ecosystem quality* (192%), *Resources* (109%) e *Climate change* 122%).
Si analizza ora nel seguito il comportamento dei tre scenari all'aumentare della percentuale di raccolta differenziata (SC%). Effettuando il confronto (per *single score*) nel caso in cui SC% è pari al 40%, si evidenzia che:

- nello *Scenario 1*, per una UF di 160 t/anno di rifiuti differenziati, l'opzione b presenta un vantaggio totale pari a -4,808 Pt, mentre quello dell'opzione a è pari a -2,169 Pt;
- nello *Scenario 2*, per una unità funzionale di 3.400 t/anno di rifiuti differenziati, l'opzione b ha un vantaggio totale pari a -96,96439 Pt, mentre quello dell'Opzione a è pari a -43,503 Pt;
- nello *Scenario 3*, per una unità funzionale di 7300 t/anno, l'opzione b ha un vantaggio totale di -262,356 Pt, mentre quello dell'opzione a di -117,951 Pt.

La valutazione del danno è riportata nel dettaglio in Figura 4 e in Tabella 4.

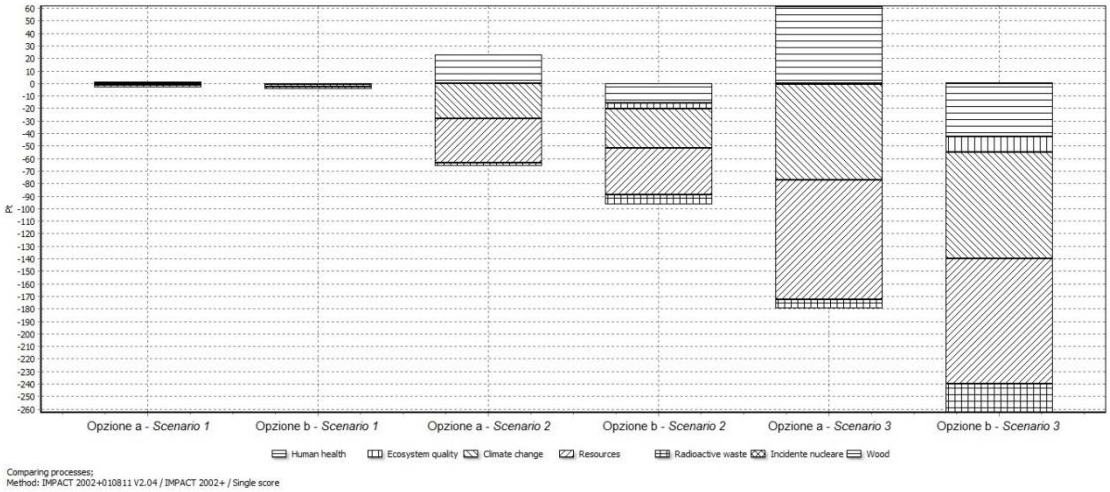



*Figura 4.Valutazione del confronto tra le due opzioni per i tre scenari rappresentativi (SC%: 40%)*

| | | **Scenario 1** | | **Scenario 2** | | **Scenario 3** | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Damage category** | Unit | *Opzione a* | *Opzione b* | *Opzione a* | *Opzione b* | *Opzione a* | *Opzione b* |
| Total | Pt | -2,1683 | -4,8071 | -43,5033 | -96,9643 | -117,9508 | -262,3565 |
| Human health | Pt | 1,1234 | -0,7773 | 22,5403 | -15,6931 | 61,1137 | -42,4225 |
| Ecosystem quality | Pt | -0,0164 | -0,2262 | -0,3301 | -4,5626 | -0,8950 | -12,3441 |
| Climate change | Pt | -1,3979 | -1,5641 | -28,0439 | -31,5486 | -76,0368 | -85,3695 |
| Resources | Pt | -1,7592 | -1,8295 | -35,3001 | -36,8957 | -95,7085 | -99,8557 |
| Radioactive waste | Pt | -0,1343 | -0,4195 | -2,6964 | -8,4594 | -7,3106 | -22,8945 |
| Wood | Pt | 0,0163 | 0,0097 | 0,3270 | 0,1953 | 0,8866 | 0,5300 |

*Tabella 4. Valutazione del danno: confronto tra i tre scenari rappresentativi (SC%: 40%)*

Aumentando la percentuale di rifiuto differenziato, portandola fino ad un massimo pari al 60%, si nota che aumenta il vantaggio dovuto alla produzione di energia e di conseguenza il danno totale diminuisce (Figura 5). In particolare, per lo *Scenario 1 (UF= 240 t/a)* si ha un vantaggio totale di -23,289 Pt, per lo *Scenario 2 (UF= 4.200 t/a)* il vantaggio totale è a pari a -233,237 Pt e per lo *Scenario 3 (UF= 12.000 t/a)* è pari a -403,544 Pt.

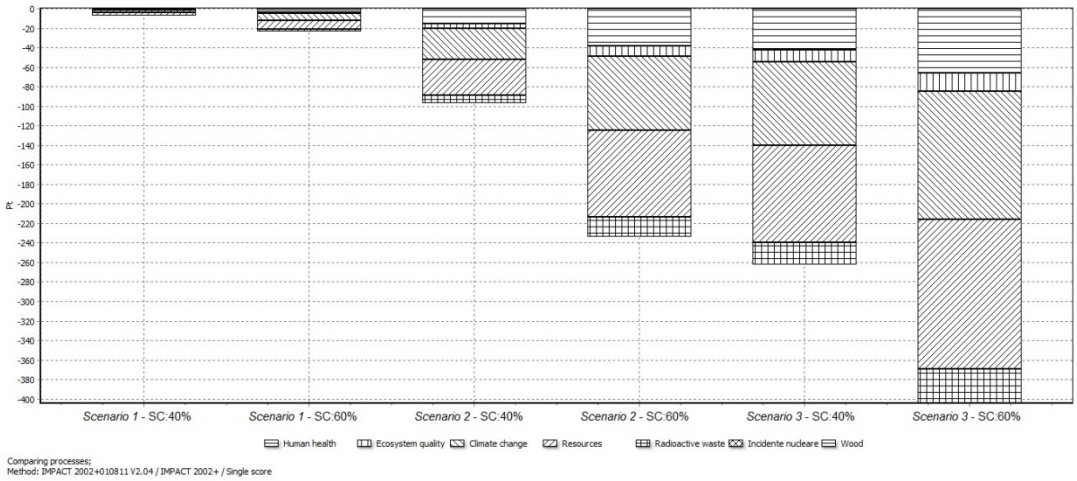



*Figura 5. Opzione b: confronto tra gli impatti ambientali generati utilizzando l'opzione tecnologica b nel caso di diverse percentuali di raccolta differenziata (SC%: 40% e 60%)*

## 4. Conclusioni

Lo studio ha permesso di confrontare una gestione tradizionale dei rifiuti con una gestione mediante un impianto integrato innovativo che permette un recupero di energia dal trattamento della FORSU, del rifiuto verde e degli scarti provenienti dalla raccolta differenziata. I risultati raggiunti in questa fase evidenziano che l'impianto integrato proposto, in grado di effettuare digestione anaerobica e gassificazione su componenti differenti dei RSU, garantisce minor impatto ambientale rispetto ad una gestione tradizionale con incenerimento. In particolare ciò è dovuto al danno ambientale causato dall'incenerimento della frazione organica e dalla minore produzione di energia mediante termovalorizzazione del rifiuto. Pertanto, l'utilizzo dell'impianto integrato consente di ottenere un doppio beneficio dall'aumento della raccolta differenziata: un maggiore riutilizzo del rifiuto ed una contemporanea maggiore valorizzazione energetica dello stesso. Parallelamente si ottiene un minor impatto ambientale, registrato in tutti gli scenari analizzati.

## 5. Ringraziamenti

Questa ricerca è stata finanziata durante il progetto LIFE08 ENV/IT/000388 RELS - Innovative chain for energy recovery from waste in natural parks (per maggiori dettagli si consilglia di consultare il sito http://www.life-rels.eu).

# 6. Bibliografia

[1] Joint Reserach Centre (2011), Supporting Environmentally Sound Decisions for Waste Management, EUR 24916 EN-2011, Publications Office of the European Union (Brussels).

[2] Osservatorio Nazionale sui Rifiuti (2008), Rapporto dell'Osservatorio Nazionale sui Rifiuti (Italy).

[3] Life Cycle Inventories, Ecoinvent Database reports, Version 2.2 (July 2010), <http://www.ecoinvent.ch/> [accesso 28/03/2013].

[4] CNR Area ricerca Bologna (2009), Analisi ambientale della gestione dei rifiuti con il metodo LCA, <http://lcarifiuti.net/wiki/Pagina_principale> [accesso 28/03/2013].

[5] Humbert S., Margni M., Jolliet O. (2011), IMPACT 2002+: User guide, < http://www.impactmodeling.org/index.php> [accesso 28/03/2013].

[6] Goedkoop M., Spriensma R. (2001), The Eco-indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology report, <www.pre.nl> (accesso 28/03/2013).

[7] Steen B. (1999), A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS), version 2000 - General system characteristics, Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems (Sweden).

[8] ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (2012), Rapporto rifiuti urbani 2012 (Italy)

# Opzioni alternative per la gestione del fine-vita di prodotti in plastica. Applicabilità della riparazione ai contenitori agricoli tipo “Bins”

Raffaella Taddeo[1], Alberto Simboli[1], Anna Morgante[1]
[1]Dipartimento di Economia, Università “G. d’Annunzio”, Viale Pindaro 42, 65127 Pescara, Italy
E-mail: r.taddeo@unich.it

## Abstract

*Il lavoro presenta uno studio preliminare finalizzato a valutare l’applicabilità di opzioni alternative nella gestione del fine-vita di contenitori agricoli (Bins), realizzati in Polietilene ad Alta Densità. Lo studio si colloca in un più ampio progetto finalizzato a studiare forme di gestione sinergica dei flussi di materiali ausiliari, quali plastiche agricole ed imballaggi, in sistemi produttivi locali agro-industriali. Il contesto dello studio è l’altopiano del Fucino, in Abruzzo. In particolare sarà presa in considerazione l’opzione della riparazione per i Bins danneggiati; tale opzione, pur essendo riconosciuta come una tra le più eco-efficienti nella gerarchia di gestione dei rifiuti, mostra difficoltà tecniche ed economiche di applicabilità ai prodotti in plastica. I risultati dello studio preliminare dimostrano come i Bins presentino, invece, caratteristiche tali da renderla potenzialmente vantaggiosa nel contesto considerato.*

## 1. Introduzione

La gestione del fine-vita dei prodotti include quattro possibili opzioni: riuso; rimanifattura; riciclo e recupero energetico dei materiali (King et al., 2006). Tali opzioni seguono un ordine gerarchico basato sui princìpi di efficienza economica ed ambientale così come stabilito nella Direttiva 2008/98/CE. Nonostante l’opzione della riparazione sia considerata una delle più eco-efficienti, in molti casi presenta aspetti di criticità, riferibili principalmente a problemi di tipo estetico e funzionale, requisiti tecnici e normativi, sfiducia dei consumatori in qualità e prestazioni dei prodotti riparati, che ne limitano fortemente il campo di applicazione (King et al., 2006). Per tali ragioni, la riparazione rappresenta anche una delle opzioni meno studiate. La riparazione delle materie plastiche presenta, inoltre, ulteriori problematiche, legate principalmente alla mancanza di tecnologie efficaci (Saechtling, 2009); la sua importanza è stata recentemente ribadita anche nel Libro Verde della Commissione Europea “Una strategia europea per i rifiuti di plastica nell'ambiente“, che la riconosce come una valida alternativa da considerare al fine di garantire una produzione ed un consumo più sostenibili (2013).
Il progetto di ricerca descritto in questo articolo, ispirandosi ai principi dell’Ecologia Industriale, analizza l’applicabilità di opzioni alternative per la gestione sinergica di prodotti e materiali plastici -prevalentemente plastiche agricole e imballaggi- in sistemi produttivi locali agro-industriali (Taddeo et al., 2012). Uno studio preliminare, oggetto specifico del presente lavoro, è finalizzato alla comparazione delle attuali opzioni di gestione del fine-vita di contenitori aglicoli di tipo “Bins” -riciclo esterno dei materiali e recupero energetico-, con la riparazione, al fine di integrare tale opzione tra quelle proposte a livello di sistema locale.

## 2. Le plastiche in agricoltura e il loro fine-vita

Il settore agricolo, in Italia, assorbe ogni anno oltre 345.000 t di materie plastiche (Stefani, 2009). Si tratta di un dato significativo che evidenzia l’importanza di tale comparto produttivo e delle relative attività di recupero e riciclo. La gamma di materie plastiche utilizzate in agricoltura risulta molto ampia; le principali sono le Poliolefine quali Polietilene (PE) e Polipropilene (PP), seguite da Etilene Vinil Acetato (EVA), Cloruro di Polivinile (PVC) e, in misura minore, dal Policarbonato (PC) e dal Polimetilmetacrilato (PMMA).

Le principali applicazioni riguardano la copertura dei mezzi di forzatura, ovvero film per serre e tunnel; la copertura dei mezzi di semi-forzatura, ovvero film per piccoli tunnel; la realizzazione dei mezzi di protezione, usati per la pacciamatura, le coperture dirette, le coperture galleggianti; la solarizzazione, ovvero la copertura del terreno con film plastici trasparenti; le coperture temporanee di specie arboree, attraverso l'impiego di film. Altre applicazioni comprendono l'utilizzo di film da imballaggio o per il trasporto e la conservazione dei prodotti agricoli, contenitori, di svariate forme e dimensioni, per prodotti fitoiatrici, contenitori, casse, cassette, vasi, bancali, spaghi.
Le opzioni tipiche nella gestione del fine-vita di prodotti in plastica, anche ad uso agricolo (se non contaminati dalla presenza di sostanze tossiche o nocive) sono il riciclo e il recupero energetico. Le opzioni di riciclo si suddividono in due categorie: il riciclo meccanico ed il riciclo chimico. Il *riciclo meccanico* consiste nella lavorazione meccanica di materiali in plastica. È detto omogeneo quando interessa plastiche della stessa natura e permette di ri-ottenere il polimero di partenza; si parla, invece, di riciclo eterogeneo quando i prodotti coinvolti sono realizzati con materiali plastici differenti, dal cui riciclo si ottiene una miscela eterogenea, dalle caratteristiche meccaniche inferiori. Il *riciclo chimico*, invece, sottopone i beni in materiale plastico a reazioni chimiche in condizioni controllate al fine di ottenere, in alta resa, il monomero di partenza, oligomeri o altre miscele di prodotti (Saechtling, 2009). Sebbene non sia considerata una forma di riciclo in senso stretto, l'incenerimento con recupero energetico di rifiuti plastici che non possono essere riciclati per via meccanica o chimica, resta l'altra alternativa allo smaltimento in discarica, evitando l'utilizzo diretto di risorse fossili per produrre energia elettrica o termica. Le materie plastiche, vengono generalmente incenerite insieme ai rifiuti solidi urbani, aumentandone il potere calorifico.

### *2.1 I contenitori agricoli tipo "Bins"*

Nell'ambito degli imballaggi finalizzati alla gestione di carichi di notevole entità, trovano larga diffusione i contenitori di tipo Bins. Si tratta di manufatti in materiale omogeneo, Polietilene ad Alta Densità (HDPE), con un peso che può variare tra i 25 e i 40 kg. Essi vengono impiegati in diverse fasi dell'attività agricola quali la raccolta, lo stoccaggio, la movimentazione e il trasporto dei prodotti. Il loro specifico utilizzo è causa di frequenti danneggiamenti e rotture, che ne rappresentano la causa principale di dismissione. Tali manufatti presentano tuttavia interessanti caratteristiche tecniche ed economiche, quali: i) notevole massa unitaria; ii) omogeneità del materiale; iii) elevato valore unitario; iii) bassi requisiti estetici, che possono rendere fattibile il ricorso ad opzioni alternative di gestione del loro fine-vita, tra cui la riparazione.

## 3. Presentazione del progetto

Il contesto di riferimento del progetto (di cui lo studio presentato è parte integrante) è l'altopiano del Fucino, un bacino di circa 16.000 ha, storicamente dedicato alla produzione agricola (Figura 1). Nell'area operano oltre 2.200 imprese, prevalentemente di piccola e media dimensione ed alcune grandi imprese, impegnate oltreché nella coltivazione, anche in processi di trasformazione, rappresentando il distretto agro-industriale più importante dell'intera Regione.

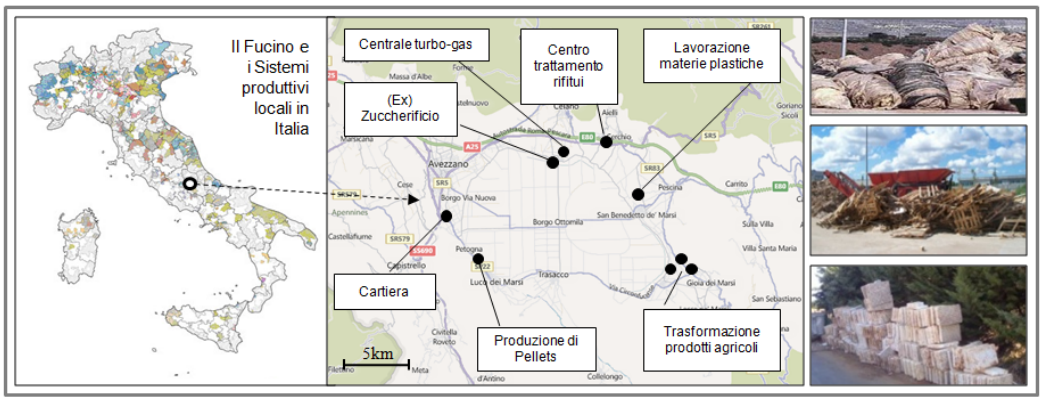



*Figura 1. Il distretto agro-industriale del Fucino*

Dall'analisi on-site finalizzata alla descrizione del profilo ambientale delle imprese dell'area, è emerso che le principali categorie di rifiuti prodotti, ad esclusione delle frazioni costituite da scarti vegetali, risultano essere:

- *Imballaggi in plastica*: in particolare seminiere in polistirolo; sacchi per sementi, concime, mangimi; cassette frutta; contenitori florovivaismo; Bins; contenitori fitosanitari bonificati (Codice C.E.R. 150102);
- *Rifiuti plastici ad esclusione degli imballaggi:* nylon per pacciamatura; tubi in PVC per irrigazione; manichette; teloni per serre (Codice C.E.R. 020104);
- *Imballaggi in materiali misti:* sacchi per sementi, concime, mangimi; cassette frutta; contenitori florovivaismo; contenitori fitosanitari bonificati (Codice C.E.R. 150106).

Ad eccezione di una frazione costituita da *materiali contaminati*, che devono necessariamente essere bonificati prima dello smaltimento, la restante componente è costituita prevalentemente da materiali la cui gestione eco-efficiente potrebbe produrre effetti benefici per l'intera area, sia dal punto di vista economico che ambientale.

### *3.1. Le opzioni proposte*

Le principali fasi della produzione agricola (produzione, lavorazione e trasformazione di ortaggi) le attività di supporto, ed i relativi flussi considerati nel progetto sono rappresentati in Figura 2: in rosso sono evidenziati i flussi di materia vegetale ed in blu i flussi relativi ai materiali ausiliari, mentre in verde sono descritte le soluzioni di miglioramento proposte per le diverse famiglie omogenee di materiali considerate.

Le linee tratteggiate in verde indicano le soluzioni praticabili per un uso più efficiente degli scarti agricoli, ma non sono state considerate nell'analisi condotta.

La Figura evidenzia, inoltre, le potenziali sinergie derivanti dal coinvolgimento di altre imprese locali.

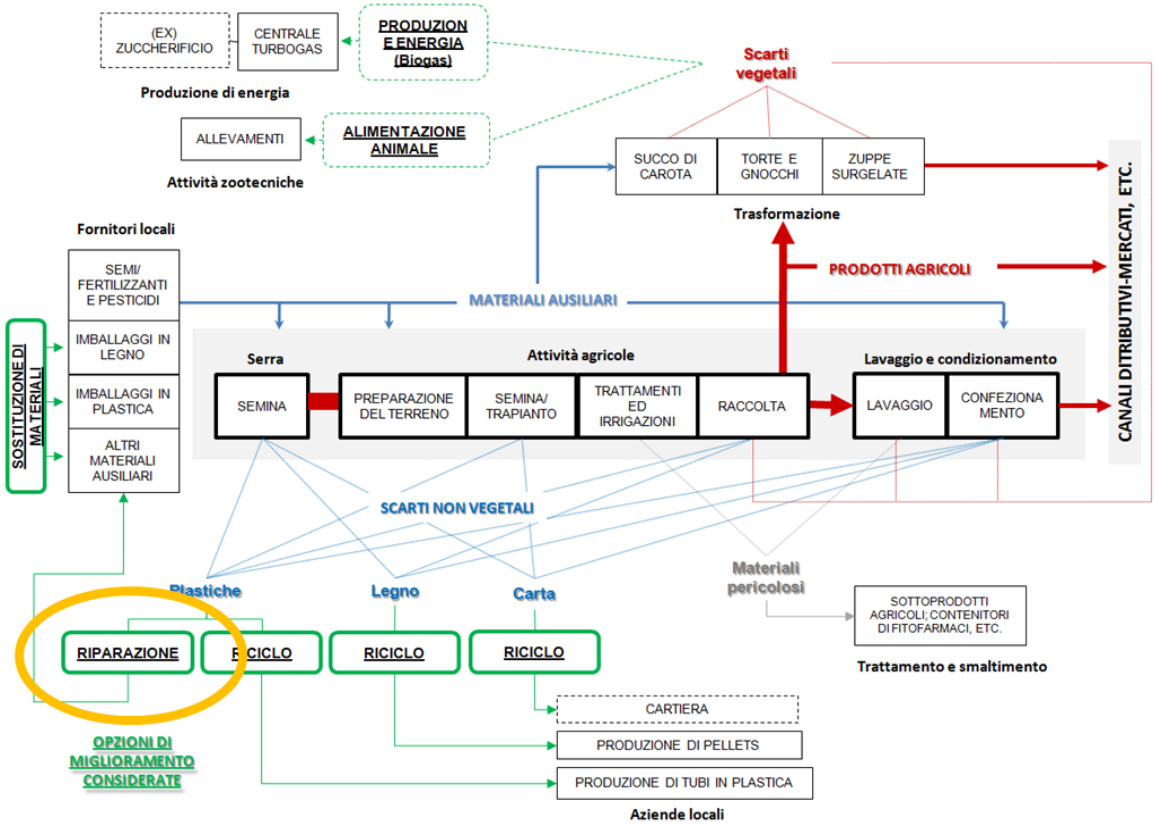



*Figura 2. Lo scenario proposto nel distretto agro-industriale del Fucino*

## 4. L'opzione della riparazione nella gestione del fine-vita dei Bins agricoli: uno studio preliminare

Ogni anno in Abruzzo giungono a fine-vita circa 55.000 Bins; considerando un peso medio di 35 kg, si giunge a circa 2.000 t all'anno di rifiuti di materiale plastico omogeneo, di cui circa 600 t/anno prodotti nell'area del Fucino. Dati ed informazioni raccolte durante lo studio preliminare hanno consentito di delineare un ciclo di vita-tipo di un Bins utilizzato nell'area, rispetto al quale l'ipotesi della riparazione sarà presa in considerazione. Le principali fasi sono brevemente descritte di seguito:
PRODUZIONE - I Bins utilizzati nel Fucino vengono prodotti, tramite un processo di stampaggio, da fornitori localizzati tra 350 ed i 400 km di distanza; essi vengono trasportati su autoarticolati con capacità tra le 7,5 t e le 16 t. Ogni mezzo è in grado di trasportare, a pieno carico, 130 Bins.

USO - Le aziende agricole del Fucino considerate svolgono nella quasi totalità attività di coltivazione e di condizionamento (lavaggio e confezionamento) degli ortaggi, quindi i Bins vengono utilizzati prevalentemente in campo, nella fase di raccolta (90%); durante il trasporto verso lo stabilimento o, nel caso del prodotto venduto come "grezzo", verso i mercati intermedi; nella movimentazione interna e nella fase di conservazione (10%). La vita media "fisiologica" di un Bins utilizzato nel Fucino (considerando il tipo di utilizzo e le temperature medie dell'area), salvo rotture, è stata stimata in 10 anni. Dopo questo periodo di tempo inizia una fase di cristallizzazione delle molecole, che ne determina l'usura, dovuta all'azione del clima e degli agenti atmosferici. Raramente i Bins giungono alla fine della dello loro vita tecnica; mediamente un'azienda in 10 anni rinnova totalmente il proprio parco Bins almeno due volte. I danneggiamenti più frequenti sono la spaccatura di montanti a causa delle cadute (30%) e i fori dovuti all'azione delle forche dei carrelli elevatori (30%).

OPZIONI DI FINE-VITA TRADIZIONALI - I Bins dismessi sono considerati rifiuti speciali non pericolosi con Codice C.E.R. 150102 (Imballaggi in plastica). A fine della vita utile (quindi soprattutto in caso di rottura) vengono spesso abbandonati in campo o nel retro dei piazzali delle aziende per almeno 4-6 anni e gestiti solo quando i volumi raggiungono entità considerevoli. A quel punto i rottami vengono conferiti a ditte specializzate (localizzate in un raggio di 20 km); in questo caso l'azienda che conferisce sostiene il solo costo del trasporto. L'eventuale riciclo dei Bins danneggiati consiste in un processo di tipo meccanico per l'ottenimento di granuli, generalmente impiegati nella produzione di cassettine nere, oppure per la produzione di pedane. Il recupero energetico per i Bins è un'ipotesi residuale ma comunque praticata. Gli impianti di riciclo e recupero sono localizzati rispettivamente a circa 60 e 100 km dal distretto.

L'OPZIONE DELLA RIPARAZIONE - Il processo di riparazione considerato nello studio è stato sviluppato e brevettato (processo EcoRepair) da un'impresa con sede in Abruzzo e si basa sull'applicazione direttamente sulla parte danneggiata, di una miscela a base di polimeri derivati dall'etilene, strutturalmente e chimicamente paragonabili al Polietilene. Nella miscela non sono usate sostanze nocive e tutti i componenti derivano da materie prime vergini. La produzione della miscela consiste di 4 fasi: fusione dei componenti; estrusione; taglio; granulazione. Il processo di riparazione prevede tre fasi: rimozione di uno strato di ossidazione con fresa pneumatica; saldatura; riposo/essiccazione. Le percentuali di composizione e, soprattutto, il particolare processo di preparazione-deposizione, conferiscono alla miscela specifiche proprietà di durezza; elasticità; grip che la rendono (a differenza delle soluzioni di riparazione tradizionali con colle o saldature a caldo) un corpo-unico con il supporto riparato, riportando il prodotto in condizioni d'uso "tal quali" a quelle precedenti alla rottura. Un Bins può subire più riparazioni nel corso del tempo. Tecnicamente non c'è nessuna rottura che non possa essere riparata, la scelta di riparare o meno dipende da una valutazione di convenienza economica.
La Figura 3 sintetizza, sotto forma di diagramma di flusso, le unità di processo che saranno considerate nell'identificazione degli scenari, l'origine dei dati, nonché la localizzazione dei siti di produzione, uso e riparazione, per il calcolo dell'incidenza dei trasporti.

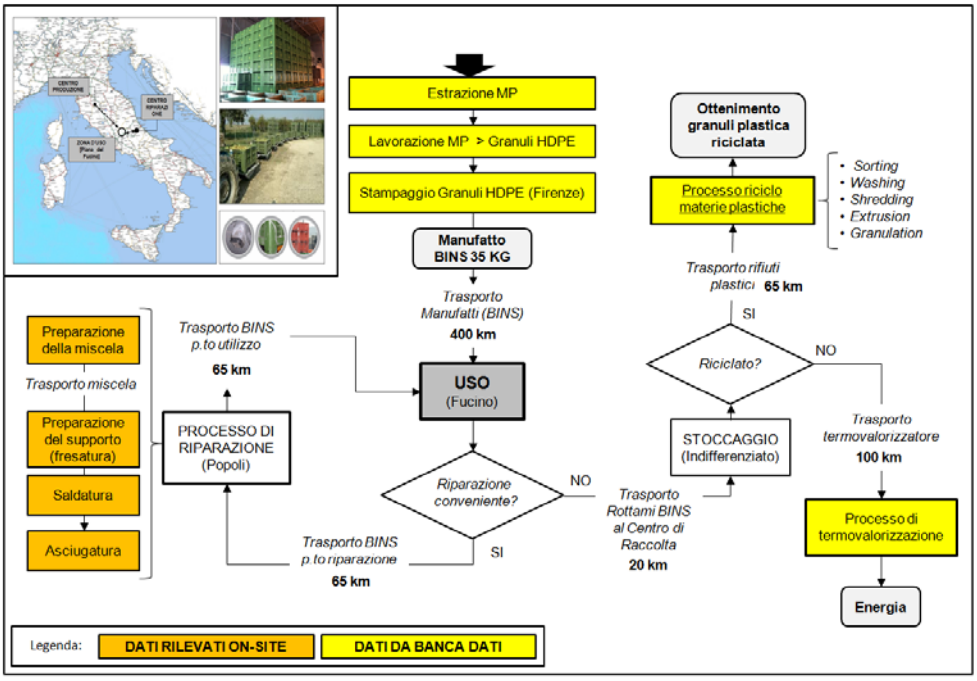



*Figura 3. Scenari di produzione, uso e fine-vita del Bins*

### *4.1 Descrizione dell'analisi*

Sulla base delle informazioni e dei dati raccolti, un'analisi basata sulla metodologia LCA è stata condotta per ottenere indicazioni sulla validità di tale opzione; essa fa riferimento alle procedure standard ISO 14040 ed altre linee-guida tecniche (ILCD Handbook, 2010; Weidema et al., 2004). L'unità funzionale prescelta per il confronto è pari a 10 anni di disponiblità d'uso di 1 Bin, ipotizzando una rottura al 5° anno d'uso, alla quale può far seguito una riparazione con apporto di 150 gr di materiale saldante, oppure, in alternativa, sostituzione con altro Bins nuovo di identica fattura e, quindi, invio dei rottami a riciclo oppure termovalorizzazione. Il flusso di riferimento è di 1 unità di prodotto per ciascuna opzione considerata (pari a 35 kg di HDPE omogeneo). I confini del sistema si estendono dall'estrazione delle materie prime fino all'ottenimento del prodotto finito e, quindi, considerando le tre opzioni alternative del Riciclo, Termovalorizzazione e Riparazione, il fine-vita. Il metodo LCIA utilizzato è il ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2009). I dati, raccolti sul campo si riferiscono all'anno 2013; la banca dati di riferimento è la Ecoinvent v2.2. I dati riferiti ai consumi energetici e di materiale relativi al processo di riparazione sono stati ottenuti attraverso un calcolo inferenziale su base annua. Nel modello è stata data rilevanza sia ai trasporti che ai crediti ambientali associati agli scenari di riciclo e termovalorizzazione, rispettivamente legati all'ottenimento di granuli di HDPE (come materia prima seconda) e alla produzione di energia equivalente.
I risultati ottenuti mettono in evidenza come, nell'arco dei 10 anni di vita utile, e per gli scenari considerati, sottoporre il Bins ad una riparazione possa effettivamente determinare una considerevole riduzione di impatto ambientale sul ciclo di vita, a patto che la riparazione riconduca il bene in condizioni d'uso pari a quelle immediatamente precedenti alla rottura e che quindi lo stesso possa produrre un'utilità d'uso immutata per il resto del suo utilizzo. Tali miglioramenti risultano pressochè costanti per i vari indicatori ambientali considerati nel ReCiPe 2008 (Figura 4). La performance positiva è legata principalmente al mancato ricorso ad un secondo Bin sostitutivo, necessario a soddisfare i restanti 5 anni d'impiego previsti nello scenario (impatti di produzione e trasporti) e quindi ai mancati impatti legati ai processi di trattamento e riciclo/termovalorizzazione, sebbene in parte mitigati dai crediti ambientali pur generati da tali opzioni.
Gli esiti complessivi dello studio fanno dunque propendere per l'opportunità di approfondire ulteriormente l'impiego della riparazione come efficace ed eco-efficiente alternativa di gestione del fine-vita di tali prodotti.

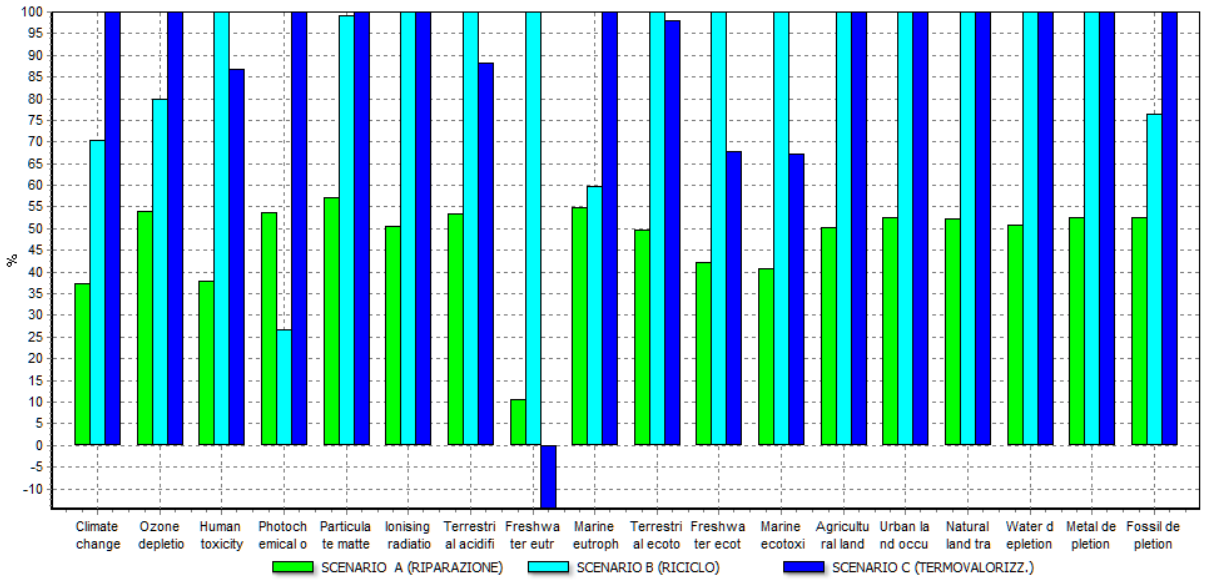



*Figura 4. Profili ambientali (caratterizzazione degli impatti) associati alle tre opzioni di fine-vita (espresse in %)*

## 5. Conclusioni e futuri sviluppi

Rifiuti e scarti di materie plastiche rappresentano una delle maggiori fonti di impatto ambientale per gli insediamenti agro-industriali; gli scenari di fine-vita tradizionali comprendono le opzioni di riciclo e recupero energetico, anche se spesso si registrano casi di abbandono ed incendio direttamente nei campi. Lo studio attualmente in corso, basato sui princìpi dell'Ecologia Industriale, valuta opzioni alternative per la gestione sinergica di tali frazioni di rifiuti; in particolare, considera la riparazione come ipotesi di gestione del fine-vita di Bins agricoli danneggiati. L'opzione della riparazione è riconosciuta come una delle meno praticabili nell'ambito della gerarchia dei rifiuti. La riparazione di prodotti e manufatti in plastica risulta ulteriormente difficoltosa per la mancanza di tecnologie di riparazione affidabili. Un'analisi LCA preliminare mette in evidenza come i contenitori agricoli di tipo Bins in HDPE danneggiati, rappresentino un promettente ambito di applicabilità per l'opzione della riparazione, se confrontata con opzioni alternative quali il riciclo e la termovalorizzazione.
I futuri sviluppi dell'analisi prevedono: i) il completamento dello studio LCA attraverso l'estensione della raccolta di dati primari a tutte le fasi del ciclo di vita ii) una maggiore focalizzazione dell'analisi sulla struttura e sulle finalità del progetto complessivamente considerato, cioè la gestione cooperativa delle riparazione tra le numerose imprese del distretto agro-industriale del Fucino; iii) la comparazione in termini ambientali ed economici dello scenario di fine-vita basato sulla riparazione con gli scenari tradizionali.

## 6. Bibliografia


Commissione Europea 2013, Libro Verde Una strategia europea per i rifiuti di plastica nell'ambiente, Bruxelles 7.3.2013.

Direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive, in G.U.C.E. del 22 novembre del 2008, L 312/3.

European Commission- Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability 2010, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

Goedkoop, MJ, Heijungs, R, Huijbregts, M, De Schryver, A, Struijs J & Van Zelm, R 2009, ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation, viewed 12 Gen 2012, <http://www.lcia-recipe.net>.

King, M, Burgess, SC, Ijomah, W & McMahon, CA 2006, Reducing Waste: Repair, Recondition, Remanufacture or Recycle?, Sustainable Development, vol. 14, no. 4, pp. 257-67.

Saechtling, H 2009, Manuale delle materie plastiche, Tecniche Nuove, 10a Ed., Milano.

Stefani, F 2009, Plastiche biodegradabili, agricoltura più sostenibile, Agricoltura, vol. 12, pp. 63-65.

Taddeo, R, Simboli, A & Morgante A, Industrial Ecology and agri-food sector. Perspectives of implementation in an Italian regional cluster, 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Saint Malo (France), 2-4 October 2012.

Weidema, BP, Cappellaro, F, Carlson, R, Notten, P, Pålsson, AC, Patyk, A, Regalini, E, Sacchetto, F, Scalbi, S & Weidema, BP 2004, Procedural Guideline for collection, treatment and quality documentation of LCA data, ENEA, Bologna.

# ENERGY

# LCA come strumento di previsione per l'ottimizzazione di tecnologie fotovoltaiche innovative

Simone Maranghi, Maria Laura Parisi, Riccardo Basosi
Gruppo di LCA-ENE.R.G.R.E.EN.S, Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia,
Università degli Studi di Siena
riccardo.basosi@unisi.it

**Abstract**

*L'energia e le tecnologie di produzione energetiche sono un settore strategico nello sviluppo economico e sociale di ogni nazione. L'attenzione alla sostenibilità ambientale ha indirizzato il lavoro dei ricercatori sullo studio e sulla valutazione degli impatti ambientali associati a queste tecnologie con metodologie come l'analisi LCA. Questo lavoro si focalizza sull'applicazione dell'analisi LCA a sistemi fotovoltaici innovativi, sulla base del ciclo di vita di un'installazione DSSC virtuale di tipo roof-top, attraverso il confronto delle performance ambientali di questa tecnologia con quelle di altri sistemi fotovoltaici a strato sottile.*

## 1. Introduzione

Tra le tecnologie di produzione energetica da fonti rinnovabili, il fotovoltaico è sicuramente una di quelle più diffuse ed utilizzate. L'ottimizzazione della conversione dei fotoni in energia elettrica ha stimolato gli studiosi di tutto il mondo a una continua ricerca di nuove configurazioni e nuovi materiali per la produzione di moduli fotovoltaici innovativi. In questo contesto si inseriscono anche le *Dye Sensitized Solar Cell* (DSSC) nate con l'intento di creare nuovi dispositivi caratterizzati da bassi costi di produzione (Grätzel, O'Regan, 1991).

L'abbattimento dei "costi economici" è sempre stato uno dei pilastri fondamentali della ricerca sulle nuove tecnologie di produzione energetica, mentre il "costo ambientale" è stato spesso sottovalutato. Uno strumento molto utile per la valutazione di questi aspetti fondamentali è la *Life Cycle Assessment* (LCA), una metodologia in grado di valutare e delineare un eco-profilo che comprenda tutte le fasi del ciclo di vita, permettendo di determinare i potenziali benefici energetici ed ambientali del sistema in analisi. In questo lavoro l'LCA è stata utilizzata proprio come strumento previsionale per ipotizzare scenari di produzione di una nuova tecnologia fotovoltaica a strato sottile non ancora industrializzata e per comprendere le dinamiche ambientali associate alle varie alternative strutturali disponibili.

### 1.1. Dye Sensitized Solar Cell

Le DSSC, anche note come celle di Grätzel, sono sistemi fotovoltaici innovativi strutturalmente diversi dalle altre tecnologie a strato sottile come il silicio amorfo o il tellururo di cadmio. A differenza di questi dispositivi, infatti, le DSSC sono caratterizzate da una struttura più complessa, formata da materiali diversi ognuno dei quali contribuisce ad uno step della reazione di fotoconversione elettrica. Le componenti principali di una cella DSSC sono il supporto, il semiconduttore, il colorante, il controelettrodo e l'elettrolita. Per avere una resa di fotoconversione alta, occorre che ognuno di questi elementi contribuisca alla massima efficienza possibile, limitando le perdite ed ottimizzando ogni step del processo.

Una delle componenti principali di una cella DSSC è il colorante o fotosensibilizzatore. Questa molecola svolge un ruolo determinante: cattura i fotoni solari e li converte in elettroni.

Le prime molecole ad essere utilizzate come colorante da Grätzel e O'Regan furono i composti organometallici del rutenio e, ad oggi, sono ancora quelli che danno le risposte migliori in termini di efficienza e stabilità (Ito et al., 2008). I tentativi di creare nuove molecole fotosensibili o di modificare quelle già esistenti per migliorare la cattura dei fotoni e la loro conversione in elettroni, hanno prodotto risultati interessanti (Hagfeldt et al., 2010). Ad ora non sono però noti studi che abbiano avuto come obiettivo la valutazione delle ripercussioni ambientali che potrebbe avere un'eventuale diffusione su larga scala delle DSSC. Un'analisi volta alla valutazione del profilo ambientale di questi dispositivi e dei materiali in essi contenuti potrebbe contribuire ad innovazioni importanti nel settore energetico, associando ai requisiti caratteristici di resa di conversione e stabilità quello imprescindibile della sostenibilità.

## 2. Materiali e metodi

Il software LCA utilizzato in questo lavoro è il SimaPro v7.3.3 ed il database principale dal quale sono stati presi i dati sencondari è l'Ecoinvent v2.2. Quando è stato possibile, i processi di produzione delle materie prime assenti dal database sono stati ricostruiti da articoli di letteratura. L'analisi svolta è di tipo *cradle-to-gate* perché, ad oggi, la fase di smaltimento del sistema fotovoltaico non è compresa nello studio a causa della mancanza di dati rappresentativi per lo smaltimento di moduli di tipo DSSC.

### 2.1. Coloranti

I coloranti scelti per il confronto tra diverse configurazioni della cella sono tre: un colorante al rutenio (N-719) organometallico, un colorante organico (D-5) metal-free ed una porfirina contenente zinco (YD2-o-C8). Il primo composto è uno dei più utilizzati a causa dell'alta efficienza di fotoconversione, il secondo è un promettente colorante sintetizzato anche nei nostri laboratori (Barozzino Consiglio et al., 2012, Dessì et al., 2013) ed il terzo è un fotosensibilizzatore di recente produzione che si distingue per il record di resa delle celle DSSC. I dati delle sintesi organiche sono dati primari di laboratorio incrociati con dati di articoli di letteratura riguardanti la sintesi dei coloranti. L'unità funzionale scelta per il confronto è 1 grammo di colorante proveniente da una produzione di laboratorio su scala di *kilo-lab* di 100 grammi, con una resa dell'intero processo di sintesi del 89%. I confini del sistema (Figura 1) comprendono la produzione delle materie prime necessarie nei vari step produttivi e uno scenario di impiego dei residui della sintesi come combustibile per la produzione di energia tramite inceneritore. Nel sistema non sono compresi, invece, gli impatti associati ai trasporti dei materiali. Il sistema di produzione energetica di riferimento è il mix europeo. I metodi LCIA utilizzati per questo primo step dell'analisi sono due: il ReCiPe per la valutazione degli impatti ambientali e il *Cumulative Energy Demand* (CED) per il calcolo della richiesta energetica totale, diretta ed indiretta, del sistema.

### 2.2. Cella e modulo DSSC

La descrizione dei processi produttivi che portano alla costruzione di un modulo DSSC 60×100 $cm^2$ è stata possibile grazie alle indicazioni delle principali aziende impegnate nello studio di questi dispositivi (Dyesol, G24i, Solaronix) e da articoli di letteratura (Hinsch et al, 2011). Il grande vantaggio industriale che caratterizza le celle ed i moduli DSSC è l'abbattimento dei consumi energetici necessari nella fase di produzione. A differenza delle altre tecnologie fotovoltaiche, che richiedono un elevato grado di purezza del semiconduttore per poter essere efficienti, i dispositivi DSSC non richiedono processi di produzione particolarmente energivori. Sono sufficienti semplici tecniche di stampaggio a bassa temperatura, come lo *"screen-printing"* o il *"roll-to-roll"*, per depositare il semiconduttore (di solito biossido di titanio) sul substrato.

Questo poi è accoppiato e saldato con l'altro substrato, dove è deposto il controelettrodo (di solito platino) e il tutto è riempito prima con il fotosensibilizzatore (in questo caso è stato scelto il colorante N-719) e poi con l'elettrolita (di solito una soluzione liquida iodio-ioduro).

Una volta costruito il processo produttivo per la "configurazione standard" di un modulo DSSC, sono state analizzate alcune delle possibili varianti strutturali proposte da vari studi di letteratura e dalle aziende sopracitate (Hashmi et al., 2011). Il confronto è finalizzato alla comprensione degli impatti ambientali associati a ciascun componente del modulo affinché se ne possano evidenziare benefici e criticità. Per questo sono stati utilizzati i metodi ReCiPe e CED. L'unità funzionale è un modulo DSSC di 6000 $cm^2$ di tipo *frameless* e i confini del sistema includono i processi necessari all'estrazione delle materie prime (Figura 1). Gli input energetici, come nel caso dei coloranti, sono relativi al mix energetico europeo. Non sono stati inclusi nel calcolo gli impatti riguardanti i trasporti e gli eventuali processi di recupero e/o fine vita.

### 2.3. Confronto tecnologie thin film PV

Tra le varie configurazioni analizzate, tre sono state scelte per un successivo confronto con altre tecnologie fotovoltaiche a strato sottile: si è ipotizzata la costruzione di un'installazione fotovoltaica di tipo *roof-top* della potenza di 3 kWp, con un tempo di vita dell'intero sistema di 20 anni ed un'efficienza dell'8%. Per limitare l'incertezza dovuta alla localizzazione dell'impianto (Cellura et al., 2012), la simulazione è stata condotta prendendo i valori medi di irraggiamento europei (1700 kWh/($m^2$·anno) per l'Europa del Sud, 1117 kWh/($m^2$·anno) per l'Europa Centrale e 950 kWh/($m^2$·anno) per l'Europa del Nord) che determinano una produttività energetica annua media di 1119 kWh, 781 kWh e 664 kWh rispettivamente.

Le tecnologie con cui sono state confrontate le DSSC sono il silicio amorfo (aSi), il diseleniuro di rame e indio (CIS), il tellururo di cadmio (CdTe) (Jungbluth et al., 2010), il *micromorph* (MCPH), combinazione di silicio microcristallino e amorfo (Bravi et al., 2011) ed un sistema polimerico (Polymer) (Roes et al., 2009). Per tutte le tecnologie è compreso nel calcolo il *Balance of System* (BOS) e cioè l'insieme di tutti i materiali di supporto che sono necessari per il funzionamento di un impianto fotovoltaico (cornici metalliche, cavi elettrici, inverter ecc.) Nel calcolo delle performance, il BOS contribuisce negativamente alla produzione di energia elettrica a causa delle perdite termodinamiche: la resa, detta anche "*Performance Ratio*", che è stata presa come standard in quest'analisi, è del 75%. Inoltre, come per le altre installazioni (Jungbluth et al., 2010), anche per le tecnologie DSSC e MCPH si è tenuto conto anche dell'usura degli impianti, diminuendo l'efficienza di un 1% annuo, dato sperimentale che deriva dall'analisi LCA di un'installazione fisica di un impianto *micromorph* di tipo *roof-top* (Bravi et al., 2011).

In Figura 1 sono riportati i confini del sistema analizzato che comprende sia la fase di produzione e costruzione dell'impianto fotovoltaico, sia la fase d'uso, calcolando l'energia elettrica prodotta nel tempo di vita del sistema in diverse localizzazione geografiche d'Europa. Sono stati presi in considerazione nell'analisi tutti i processi di produzione delle materie prime associate agli input energetici relativi al mix di produzione europeo. Rimangono fuori dai confini dell'analisi LCA i trasporti e i processi di smaltimento e/o riciclaggio. In Figura 1 è riportata l'espansione del sistema che si otterrebbe con l'inclusione della fase di smaltimento del sistema fotovoltaico e il potenziale riciclo dei materiali (tratteggio grigio) e che saranno oggetto di studio nel lavoro futuro. I metodi LCIA scelti per il confronto sono il *Cumulative Energy Demand* (CED), il *Global Warming Potential* ($GWP_{100}$) e l'*Energy Payback Time* (EPBT), calcolati in base all'unità di energia elettrica prodotta (kWh).

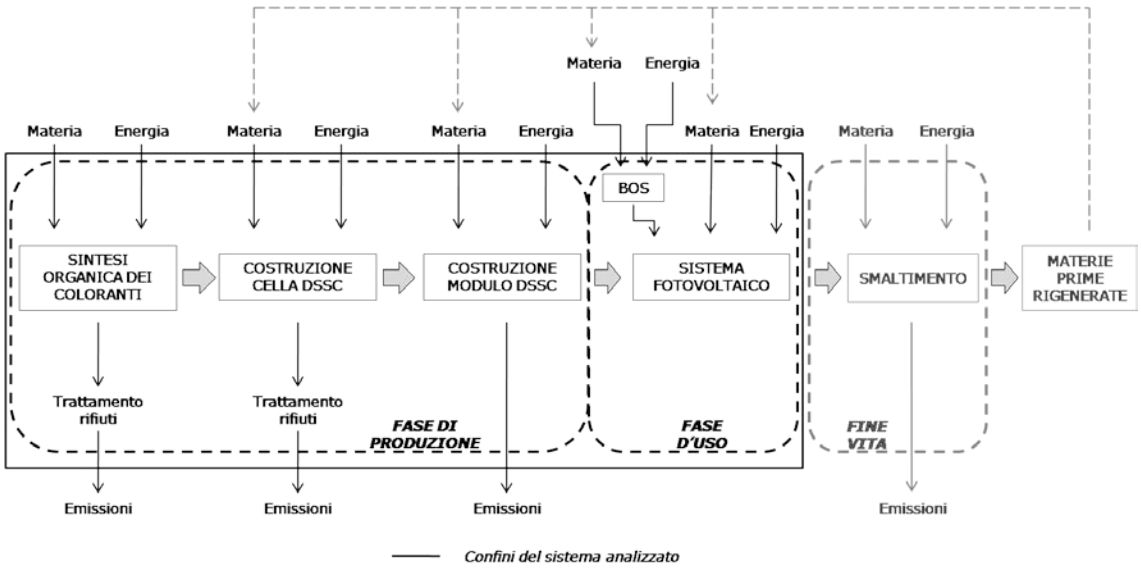



*Figura 1. Confini del sistema analizzato (linea continua) e dei vari step dell'analisi LCA (linea tratteggiata). In grigio è riportato il trattamento di fine vita, ad oggi in fase di studio*

## 3. Discussione dei risultati

Confrontando i risultati delle sintesi dei tre coloranti, la causa principale degli impatti ambientali calcolati è l'elevato consumo di solventi ed eluenti durante la sintesi organica. Ciò vale soprattutto per i due composti prettamente organici (D-5 e porfirina), mentre per quello al rutenio si aggiunge l'impatto rilevante del metallo contenuto al suo interno. Riguardo ai consumi energetici (CED) il vantaggio che ha l'N-719 rispetto agli altri due coloranti è evidente. Oltre ad essere la procedura sintetica maggiormente evoluta e ottimizzata, la sintesi del composto metallorganico richiede un minore utilizzo di solventi che si traduce in un minore consumo di energia indiretta.

Il fotosensibilizzatore selezionato come colorante per i moduli DSSC è il complesso contenente rutenio N-719: i motivi principali sono l'elevata efficienza di fotoconversione e una buona resistenza al degrado. Queste caratteristiche hanno favorito la diffusione del N-719, facendolo diventare uno dei coloranti più utilizzati per la produzione di celle e moduli DSSC a livello pre-industriale.

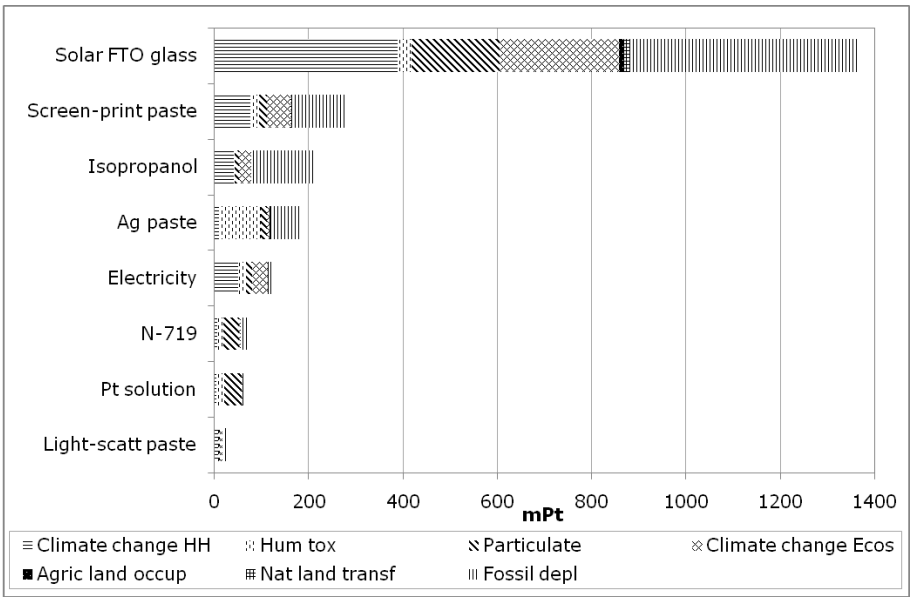



*Figura 2. Istogramma degli impatti ambientali dei componenti principali di un modulo DSSC. Metodo di calcolo Europe ReCiPe Endpoint, Hierarchist / Punteggio singolo*

Gli impatti ambientali derivanti dalla produzione del modulo e riportati in Figura 2 evidenziano una differenza notevole tra il contributo del supporto vetroso e quello degli altri componenti del modulo. Questo risultato (riportato anche nei calcoli eseguiti col metodo CED) è abbastanza prevedibile se si pensa alla grande differenza, in termini di massa, che c'è tra il vetro e il resto dei materiali (in rapporto di circa 1:15). Un aspetto che va evidenziato è il contributo all'impatto ambientale totale del colorante: esso, infatti, non è da sottovalutare se consideriamo che tra il complesso al rutenio e il supporto vetroso c'è un rapporto 1:200000 in termini di massa.

Il dispositivo DSSC con supporto in acciaio è una riproduzione del prototipo realizzato dalla Dyesol in collaborazione con la Tata Steel (Dyesol, Tata Steel, 2013). La ricerca è in fase avanzata e il risultato è un modulo che svolge la doppia funzione di copertura e produzione di energia elettrica per un edificio. Nelle Figure 3a e 3b, il peso rilevante del supporto d'acciaio è in realtà un "falso impatto positivo", nel senso che solo in questo tipo di configurazione fotovoltaica, il supporto sul quale è stata costruita la cella DSSC ha anche la funzione di copertura. Per tutti gli altri impianti, l'impatto relativo alla costruzione del tetto non è infatti considerato. Il contributo dei materiali e dell'energia necessari alla costruzione del tetto porterebbe presumibilmente ad un sensibile aumento degli impatti nei profili ambientali di tutte le tecnologie analizzate.

In Figura 3b si riporta il valore del CED per le varie tecnologie analizzate sulla base della producibilità energetica, in termini di kWh elettrici, calcolata a differenti latitudini. Si evidenziano le buone performance energetiche delle DSSC su strato polimerico che risultano paragonabili a quelle del silicio amorfo MCPH.

Dai risultati riportati nella Figura 3a è evidente che un contributo rilevante all'impatto energetico totale è dato dal BOS; questo valore è sicuramente sovrastimato nel calcolo degli impatti ambientali della tecnologia DSSC. Questi dispositivi infatti sono progettati per poter essere integrati direttamente in elementi architettonici o in oggetti di uso comune e non necessitano, quindi, delle impalcature o delle cornici metalliche che servono da supporto in un'installazione di tipo *roof-top* (Yoon et al., 2011).

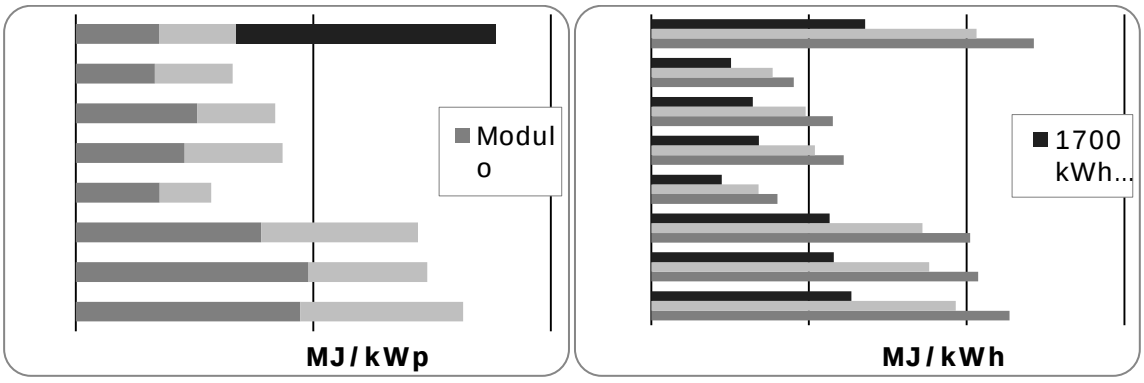



*Figura 3a-3b. L'istogramma 3a (a sinistra) è relativo al CED (MJeq di energia primaria) delle varie tecnologie, calcolato sulla produzione dell'impianto (kWp). L'istogramma 3b (a destra) è relativo al CED (MJeq di energia primaria) calcolato sull'unità di energia elettrica prodotta (kWh) nel tempo di vita considerato e a seconda della collocazione geografica*

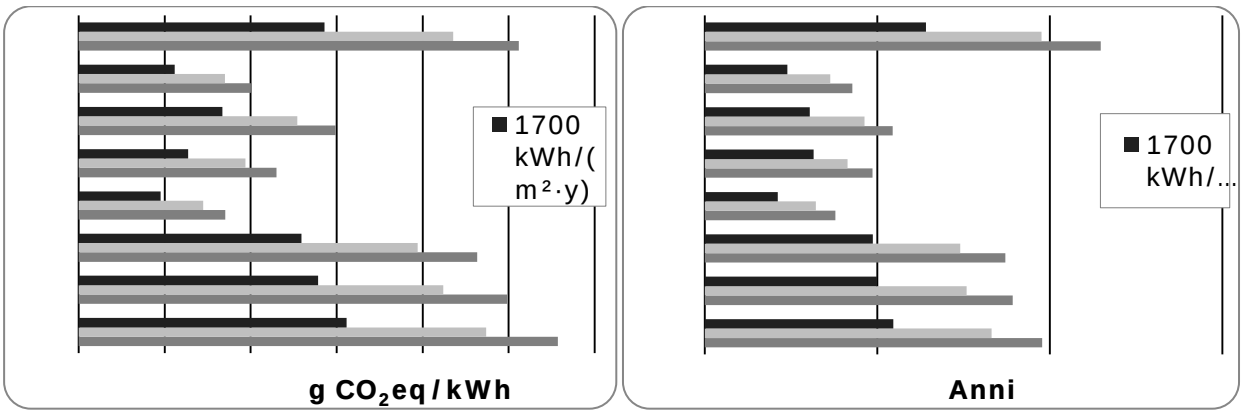



*Figura 4a-4b. Il grafico 4a (a sinistra) è relativo al $GWP_{100}$, espresso come grammi di $CO_2$ eq, calcolato sull'unità di energia prodotta (kWh) nel tempo di vita considerato e a seconda della collocazione geografica. Il grafico 4b (a destra) è relativo all'EPBT, espresso in anni ed in correlazione alla collocazione geografica*

Entrambi gli indicatori $GWP_{100}$ ed EPBT sono fortemente correlati all'irraggiamento solare che dipende dalla latitudine a cui sono installati gli impianti. Le differenze tra i profili ambientali delle varie tecnologie hanno andamenti simili per tutti i metodi LCIA scelti: l'impatto ambientale limitato dei moduli DSSC è dovuto a un ridotto consumo energetico dei processi di produzione e all'utilizzo di materie prime ecosostenibili.

## 4. Conclusioni

L'analisi LCA della tecnologia DSSC e il successivo confronto con altri tipi di impianti fotovoltaici a strato sottile ha confermato molti dei vantaggi che potrebbe avere l'applicazione di questa tecnologia nel prossimo futuro. Oltre ai bassi costi energetici ed economici in fase di produzione, la possibilità d'integrazione architettonica nelle componenti strutturali edilizie è sicuramente uno degli aspetti più interessanti. Con le DSSC, infatti, si possono creare moduli trasparenti, semitrasparenti o colorati da installare come finestre o come coperture per le facciate esterne di edifici. Nel primo caso, inoltre, la trasparenza degli elementi consente di generare energia elettrica convertendo i fotoni provenienti da entrambi i lati del modulo, mantenendo un'ottima efficienza di fotoconversione anche con luce diffusa.

Proprio l'efficienza, però, è uno dei maggiori ostacoli alla diffusione su larga scala delle DSSC. Le rese di fotoconversione dei moduli sono ancora troppo basse (meno del 3%) e, ad oggi, non consentono a questa tecnologia di compiere il passo decisivo verso una produzione di scala industriale. Le numerose alternative disponibili e i notevoli progressi fatti recentemente sulle celle sono, comunque, prova delle grandi potenzialità e dei margini di crescita di questa giovane tecnologia fotovoltaica (Hardin et al., 2012).

# 5. Bibliografia


Barozzino Consiglio, G, Pedna, F, Fornaciari, C, Fabrizi de Biani, F, Marotta ,G, Salvatori, P, Basosi, R, De Angelis, F, Mordini, A, Parisi, ML, Peruzzini, M, Reginato ,G, Taddei, M, & Zani, L 2012,' Assessment of new gem-silanediols as suitable sensitizers for dye-sensitized solar cells' Journal of Organometallic Chemistry, vol. 723, p. 198-206.

Bravi, M, Parisi, ML, Tiezzi, E & Basosi, R 2011, "Life cycle assessment of a micromorph photovoltaic system", Energy, vol. 36, pp. 4297-4306.

Cellura, M, Longo, S & Mistretta, M 2012, "LCA applicata alle tecnologie alimentate da energia solare: peculiarità e limiti metodologici", VI Convegno della Rete Italiana LCA.

Dessì, A, Barozzino Consiglio, G, Calamante, M, Reginato, G, Mordini, A, Peruzzini, M, Taddei, M, Sinicropi, A, Parisi, ML, Fabrizi de Biani, F, Basosi, R, Mori, R, Spatola, M, Bruzzi, M & Zani, L 2013,'Organic chromophores based on a fused bis-thiazole core and their application in dye-sensitized solar cells', European Journal of Organic Chemistry, doi: 10.1002/ejoc.201201629.

Dyesol's Commercialisation of DSC, viewed 14 Mar 2013, <http://www.dyesol.com/index.php?page=Dyesol+Commercialisation+of+DSC>

Fthenakis, V, Frischknecht, R, Raugei, M, Kim, HC, Alsema, E, Held, M & de Wild-Scholten, M 2011, "Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity", International Energy Agency - Photovoltaic Power System Programme, Report IEA-PVPS T12-03:2011.

Grätzel, M & O'Regan, B 1991, "A low-cost, high-efficiency solar cell based on dye-sensitized colloidal $TiO_2$ films", Nature, vol. 353, pp. 737-740.

Hagfeldt, A, Boschloo, G, Sun, L, Kloo, L & Pettersson, H 2010, "Dye-Sensitized Solar Cells", Chemical Reviews, vol. 110, pp. 6595-6663.

Hardin, BE, Henry, Snaith, JH & McGehee, MD 2012, "The reinassence of dye-sensitized solar cells", Nature Photonics, vol. 6, pp. 162-168.

Hashmi, G, Miettunen, K, Peltola, T, Halme, J, Asghar, I, Aitola, K, Toivola, M & Lund, P 2011, "Review of materials and manufacturing options for large area flexible dye solar cells", Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol. 15, pp. 3717-3732.

Hinsch, H, Veurman, W, Brandt, H, Aguirre, RL, Bialecka, K & Jensen, KF 2011, "Worldwide first fully up-scaled fabrication of 60 cm x 100 cm dye solar module prototypes", 26th European PV Solar Energy Conference and Exhibition, Hamburg, Germany, 5-9 Sept.

Ito, S, Murakami, TN, Comte, P, Liska, P, Grätzel, C, Nazeeruddin, MK & Grätzel, M 2008, "Fabrication of thin film dye sensitized solar cells with solar to electric power conversion efficiency over 10%", Thin Solid Films, vol. 516, pp. 4613–4619.

Jungbluth, N, Stucki, M, Frischknecht, R & Busser, S 2010, "Ecoinvent Reports No. 6. Part XII Photovoltaics v2.2+".

Roes, AL, Alsema, E, Blok, K & Patel, MK 2009, "Ex-ante Environmental and Economic Evaluation of Polymer Photovoltaics", Progress in Photovoltaic: Research and Applications, vol. 17, pp. 372-393.

Yoon, S, Tak, S, Kim, Y, Jun, Y, Kang, K & Park, J 2011, "Application of transparent dye-sensitized solar cells to building integrated photovoltaic systems", Building and Environment, vol. 46, pp. 1899-1904.

# La produzione elettrica da biomasse: confronto tra filiere in un'ottica di ciclo di vita

Paola Cristina Brambilla - Pierpaolo Girardi
RSE SpA
cristina.brambilla@rse-web.it

## Abstract

*La promozione dell'utilizzo di fonti rinnovabili è oggetto di un deciso impegno da parte dell'Unione Europea e l'Italia dal canto suo, si è impegnata attraverso il Piano di Azione Nazionale per le Energie Rinnovabili (PAN) a coprire i suoi usi finali di energia con oltre 20 Mtep ottenuti da fonti rinnovabili, entro il 2020. Lo sviluppo delle fonti rinnovabili nella produzione di energia elettrica costituisce una linea d'azione strategica all'interno del Piano di azione nazionale per le energie rinnovabili. Date le crescenti potenzialità di utilizzo delle biomasse nello scenario energetico, la definizione di un quadro di riferimento "ambientale" sotteso all'utilizzo delle biomasse stesse assume una importanza fondamentale. Obiettivo del presente lavoro è quello di fornire un quadro degli impatti potenziali derivanti dall'utilizzo di varie tipologie di biomasse per la produzione di energia elettrica, utilizzando la metodologia LCA.*

## 1. Introduzione

La promozione dell'utilizzo di fonti rinnovabili è oggetto di un deciso impegno da parte dell'Unione Europea, che, con la Direttiva 2009/28/CE, stabilisce un quadro comune per la quota complessiva di energia prodotta da fonti rinnovabili. L'Italia, attraverso il Piano di Azione Nazionale per le Energie Rinnovabili (PAN), è impegnata per il 2020 a contribuire a coprire i suoi usi finali di energia con almeno 22 Mtep ottenuti da fonti rinnovabili (GSE, 2011). Date le crescenti potenzialità di utilizzo delle biomasse nello scenario energetico nazionale, il presente studio[12] si pone l'obiettivo di valutare le ricadute ambientali dell'utilizzo delle biomasse ai fini energetici, mediante il confronto tra differenti filiere di produzione di energia elettrica.

## 2. LCA delle biomasse per uso elettrico

Il sistema analizzato comprende la fase di approvvigionamento delle biomasse, la fase di costruzione degli impianti per la produzione di energia elettrica e la fase di combustione delle biomasse in tali impianti. L'unità funzionale utilizzata per lo studio è rappresentata dal kWh di energia elettrica in uscita dagli impianti. La classificazione delle biomasse adottata distingue tra biomasse gassose, liquide e solide e il dettaglio delle fonti è tale da rappresentare il grado attuale di penetrazione delle fonti rinnovabili e in parte anche quello che ci si attende nei prossimi anni. Ogni singola filiera è costituita da una tipologia specifica di biomassa e da una combinazione di possibili tecnologie che possano utilizzare tale biomassa per produrre energia elettrica. Le scelte effettuate nella definizione delle filiere sono derivate dai dati statistici sull'energia pubblicati da TERNA (2009)[13]. Nel seguito, verranno descritti i sistemi LCA utilizzati per rappresentare le macro-categorie di biomasse coinvolte nell'analisi.

[12] Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico nell'ambito dell'Accordo di Programma tra RSE ed il Ministero dello Sviluppo Economico - D.G. Nucleare, Energie rinnovabili ed efficienza energetica - stipulato in data 29 luglio 2009 in ottemperanza del DM, 19 marzo 2009.

[13] Produzione lorda di energia termoelettrica tradizionale in Italia e relativi consumi specifici medi nel 2009 (Tabella 32) e Produzione lorda degli impianti da fonti rinnovabili in Italia (Tabella 34) da TERNA, Dati statistici 2009.

## 2.1. Biomasse gassose

Le tipologie di biogas analizzate comprendono il biogas da rifiuti, da fanghi di depurazione, da deiezioni animali e da attività agricole. A partire dalla modellazione LCA del sistema termoelettrico Italiano (Girardi, 2012) sono stati calcolati i ratei emissivi per la produzione da singola tipologia di biogas (secondo lo schema di *Figura 1*). I dati relativi all'esercizio degli impianti derivano da Ecoinvent (Ecoinvent 2010) ma sono stati modificati per adattarli alla situazione Italiana, secondo quanto pubblicato da TERNA (TERNA, 2009). I moduli che descrivono la fase di upstream delle biomasse derivano da Ecoinvent[14].

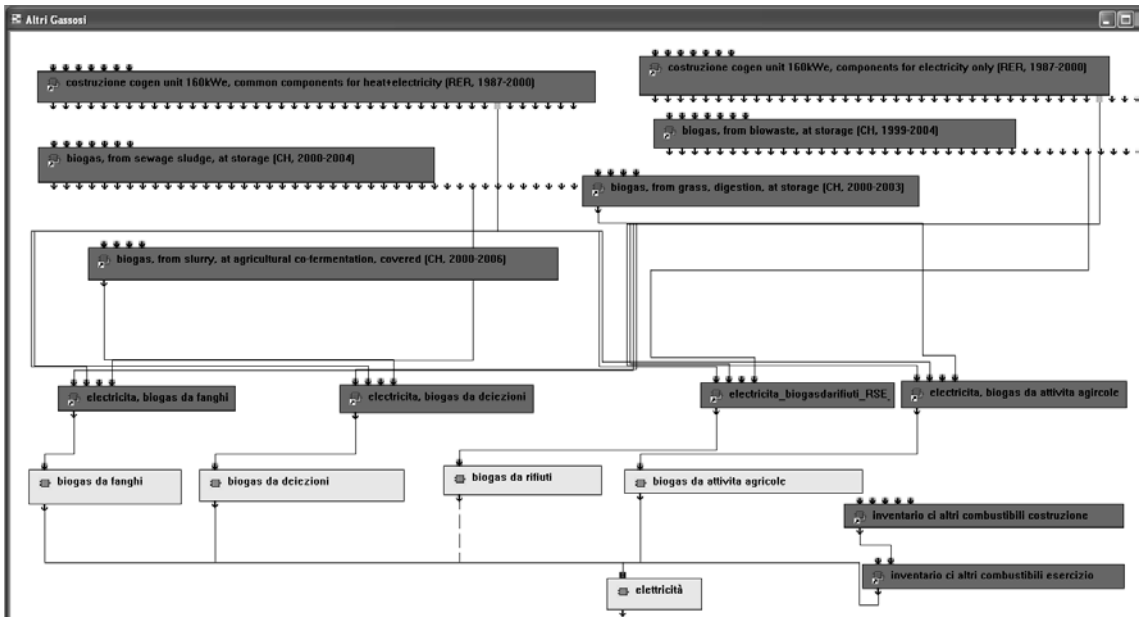

Altri Gassosi
costruzione cogen unit 160kWe, common components for heat+electricity [RER, 1987-2000]
costruzione cogen unit 160kWe, components for electricity only [RER, 1987-2000]
biogas, from biowaste, at storage [CH, 1999-2004]
biogas, from sewage sludge, at storage [CH, 2000-2004]
biogas, from grass, digestion, at storage [CH, 2000-2003]
biogas, from slurry, at agricultural co-fermentation, covered [CH, 2000-2006]
electricita, biogas da fanghi
electricita, biogas da deiezioni
electricita_biogasdarifiuti_RSE
electricita, biogas da attivita agricole
biogas da fanghi
biogas da deiezioni
biogas da rifiuti
biogas da attivita agricole
inventario ci altri combustibili costruzione
inventario ci altri combustibili esercizio
elettricità

*Figura 1. Modellazione della produzione di energia elettrica da biomasse gassose*

## 2.2. Biomasse liquide

I bioliquidi analizzati nello studio sono: biodiesel, olî vegetali puri ed altri bioliquidi. Le tipologie di biodiesel considerate sono: da olio di colza (per il biodiesel di produzione nazionale o europea) da olio di palma (per la quota importata in Europa) e da olî vegetali ed animali esausti (biodiesel da rifiuti). La fonte di tali dati è Ecoinvent[15]. Poiché TERNA[13] non riporta alcuna indicazione in proposito, si è ipotizzato che il biodiesel venisse utilizzato in impianti analoghi a quelli che utilizzano il gasolio ed analogamente che gli olî vegetali puri (e gli altri bioliquidi) venissero utilizzati in impianti analoghi a quelli che usano olio combustibile. Poiché dal confronto tra i dati GSE, TERNA e BEN del 2009 è possibile ipotizzare che gran parte del gasolio sia utilizzato in impianti turbogas (Girardi, 2012), la produzione di energia elettrica da biodiesel, indipendentemente dalla filiera di provenienza, è stata modellata come se prodotta in impianti turbogas. Per gli olî vegetali puri[16], si è ipotizzato che venissero utilizzati prevalentemente in impianti con turbine a vapore, in analogia con l'olio combustibile (Girardi, 2012). La produzione è stata modellata come in *Figura 2*.

[14] Ecoinvent Database v 2.2, <www.ecoinvent.org>. I moduli utilizzati per la fase di upstream sono: Biogas, from grass, digestion, at storage, CH, [Nm3] (#6217); biogas, from slurry, at agricultural co-fermentation, covered, CH, [Nm3] (#10765); biogas, from biowaste, at storage, CH, [Nm3] (#6164); biogas, from sewage sludge, at storage, CH, [Nm3] (#6165).

[15] I moduli Ecoinvent utilizzati per l'upstream del biodiesel sono i seguenti: rape methyl ester, at esterification plant, RER, [kg] (#6573); palm methyl ester, at esterification plant, MY, [kg] (#6564); vegetable oil methyl ester, at esterification plant, FR, [kg] (#6592).

[16] Modulo Ecoinvent rape oil, at oil mill, RER, [kg] (#6575).

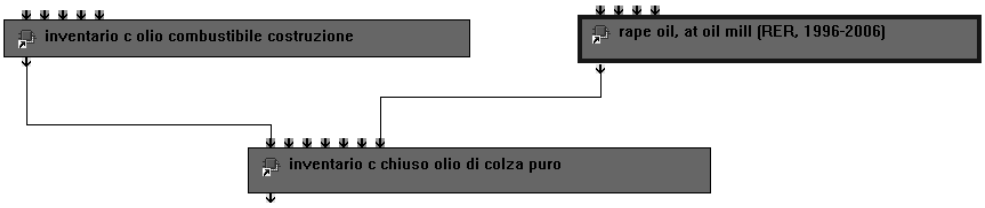



*Figura 2. Filiera della produzione di energia elettrica da olio di colza*

Infine, per quanto riguarda gli "altri bioliquidi", si è assunto che questi fossero assimilabili a grassi vegetali o animali esausti e che la loro combustione fosse simile a quella dell'olio combustibile (in termini di emissioni per unità di energia in ingresso), eccezion fatta per le emissioni di $CO_2$ ed di $SO_x$ (stechiometrici) per i metalli pesanti per i quali si sono seguite le indicazioni contenute in Agarwal et al. (2010) e Prussi et al. (2012). Pur trattandosi di prodotti esausti, la fase di upstream presenta delle emissioni associate alle operazioni di lavaggio e pretrattamento degli oli usati.

## 2.3. Biomasse solide

Le biomasse solide considerate in questo studio sono la frazione organica dei rifiuti solidi urbani (e assimilati) conferiti a termovalorizzatori e le altre biomasse solide, assimilate a cippato di legno da *Short Rotation Forestry*. Per la fase di esercizio dei rifiuti, sono stati utilizzati i dati del database RSE–EMAS (si veda Girardi 2012) aggiornati con i rendimenti pubblicati da TERNA[13].

Per quanto riguarda le altre biomasse solide, si ipotizza che la gran parte del cippato da foreste coltivate venga utilizzata in impianti con sola turbina a vapore ed una parte in impianti a ciclo combinato. Per questi ultimi, si sono utilizzati i ratei emissivi provenienti dal NREL (Mann e Spath, 1997), ad eccezione delle emissioni di $PM_{10}$ e $PM_{2.5}$ che derivano da EMEP 2009 (*Air Emission Inventory Guidebook*).

I dati relativi all'impianto "tradizionale" derivano da SESAMO (Girardi et al., 2002) aggiornati sulla base dei già citati TERNA 2009, EMEP 2009 ed IPCC 2006. La fase di upstream delle biomasse deriva da NREL e nel caso del cippato di provenienza extra Europea, sono stati aggiunti gli impatti del trasporto trans-oceanico.

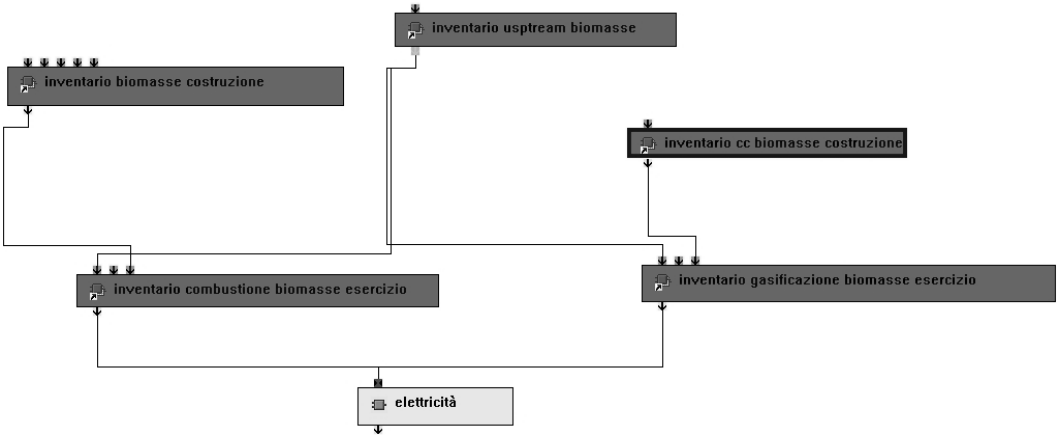



*Figura 3. Filiera della produzione di energia elettrica da biomasse solide*

## 3. Analisi dei risultati

Sulla base dell'LCI delle filiere analizzate, è stato valutato l'impatto potenziale dell'utilizzo di biomasse per la produzione di elettricità, valutando le prestazioni delle filiere secondo le categorie di impatto effetto serra (metodo IPCC[17]), acidificazione atmosferica (metodo CML) e formazione di smog fotochimico (metodo CML). I grafici che seguono riassumono i risultati dell'analisi e fanno riferimento all'unità funzionale dello studio, ovvero al kWh di elettricità in uscita dagli impianti. A titolo di confronto, nei grafici vengono riportate anche le prestazioni della filiera gas naturale[18] e di un impianto eolico.

Dal grafico di *Figura 4* risulta come per tutte le filiere analizzate, il maggior contributo all'effetto serra provenga dalla fase di upstream (oltre il 90% del valore totale dell'indicatore)[19]. Per quanto concerne l'acidificazione atmosferica (*Figura 5*), si nota un effetto non più trascurabile della fase di esercizio, il cui valore è determinato essenzialmente dalle emissioni di ossidi di azoto.

Per l'indicatore formazione di smog fotochimico (*Figura 6*), si può affermare che per diverse filiere il contributo della fase di esercizio (emissioni di CO) e della fase di upstream (emissioni di $CH_4$).

La filiera dei rifiuti solidi presenta le prestazioni migliori per le categorie di impatto effetto serra e formazione di smog fotochimico, mentre gli altri bioliquidi risultano essere vincenti per l'acidificazione atmosferica.

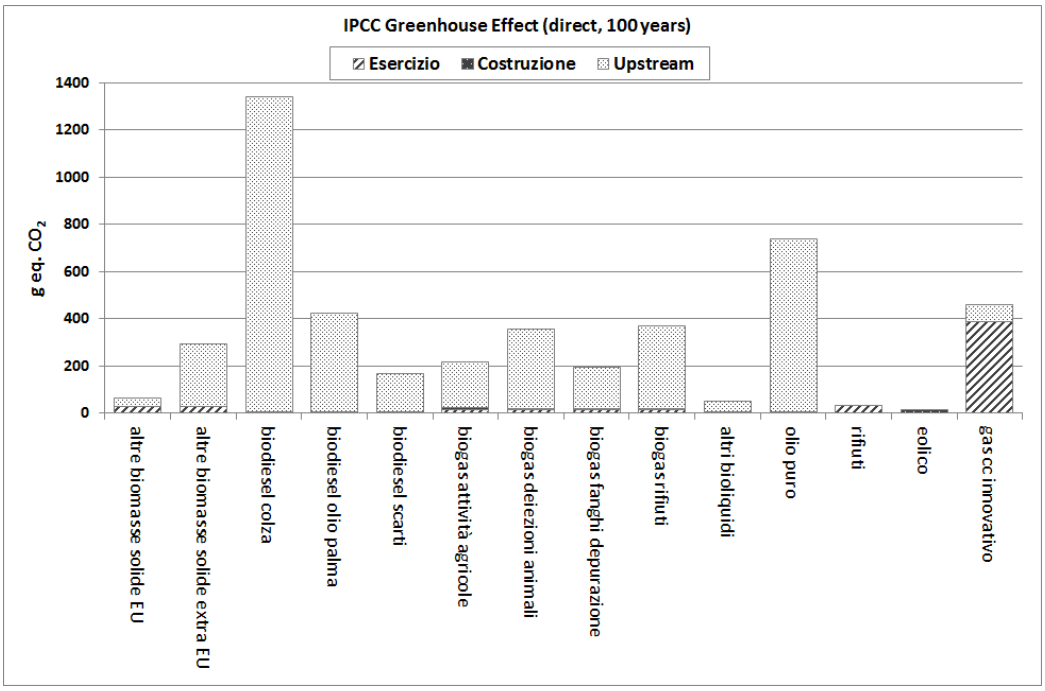



*Figura 4. Contributo delle singole fasi del ciclo di vita della produzione elettrica da biomasse alla categoria di impatto "effetto serra"*

[17] L'indicatore IPCC Greenhouse Effects utilizzato in questo studio è aggiornato al 2001 in quanto i fattori di caratterizzazione per $CH_4$ e $N_2O$ sono quelli raccomandati dalla Direttiva 2009/28/CE sulla promozione dell'uso di energie rinnovabili.

18 La filiera gas naturale è costituita da un impianto a ciclo combinato alimentato a gas naturale (CCGN), dedicato alla sola produzione di energia elettrica, con un rendimento pari alla media degli impianti CCGN operanti in Italia (Girardi, 2012). Tale filiera è considerata la migliore alternativa termica da fonte fossile.

[19] Il biodiesel da semi di colza presenta un valore talmente anomalo rispetto ad esempio al biodiesel da olio di palma da suggerire un approfondimento circa la qualità dei dati Ecoinvent.

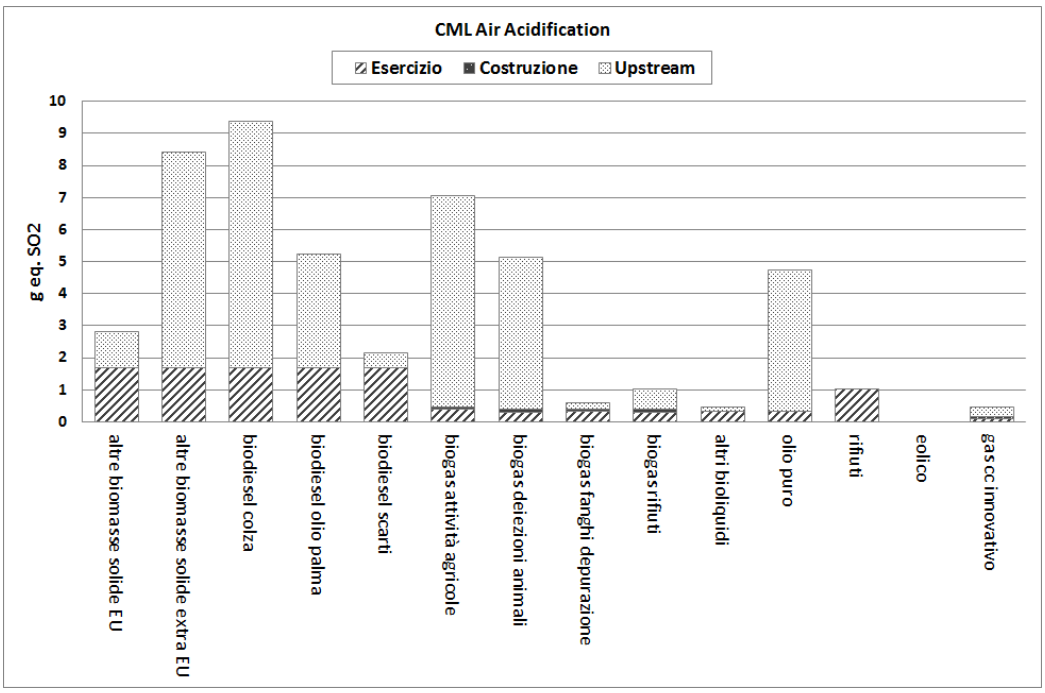



*Figura 5. Contributo delle singole fasi del ciclo di vita della produzione elettrica da biomasse alla categoria di impatto "acidificazione atmosferica"*

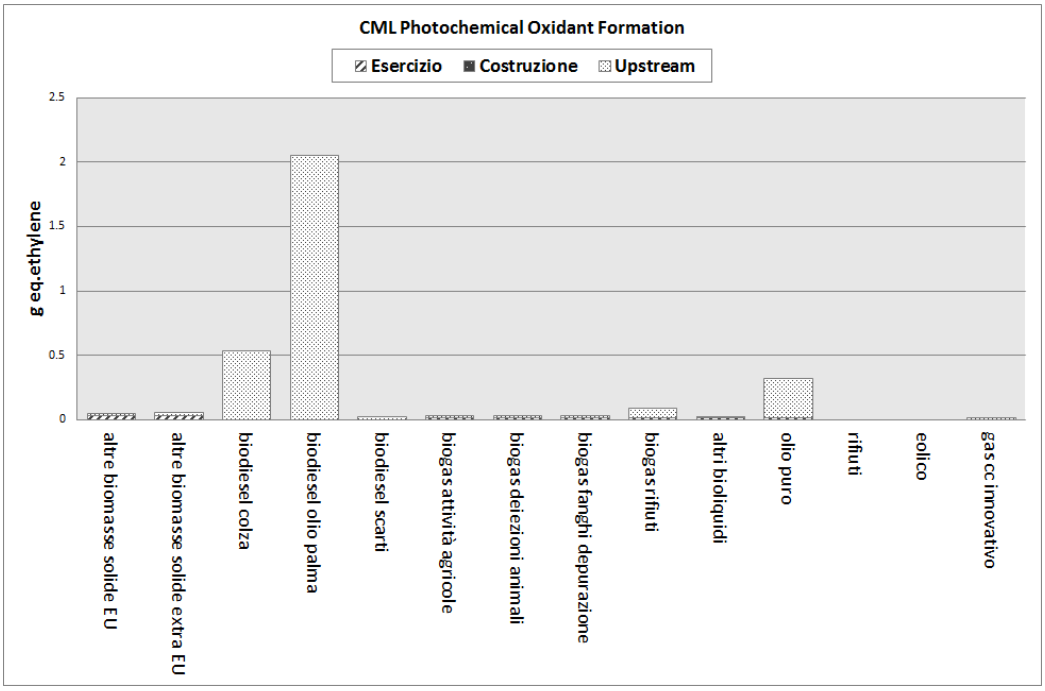



*Figura 6. Contributo delle singole fasi del ciclo di vita della produzione elettrica da biomasse alla categoria di impatto "formazione di smog fotochimico"*

## 4. Conclusioni

Dall'analisi svolta emergono alcune considerazioni. Il primo punto è che analizzando gli impatti potenziali lungo tutta la filiera della produzione elettrica, emerge chiaramente come la fase di approvvigionamento e trattamento delle biomasse sia determinante per le performance ambientali complessive delle filiere. Ne segue che le biomasse derivate da scarti risultano essere vincenti rispetto alle altre, poiché alcuni degli impatti legati alla loro "produzione" sono necessariamente da allocare ad altre filiere.

Il secondo punto importante emerge dal confronto con la filiera del gas naturale e porta a concludere come l'utilizzo di alcune biomasse per la produzione di energia elettrica non risulti essere competitivo, dal punto di vista ambientale, con l'utilizzo di gas naturale in impianti di ultima generazione. Fa eccezione la categoria di impatto effetto serra. Vale la pena notare come i dati qui utilizzati per l'upstream derivano da Ecoinvent e sono molto più alti di quelli indicati nella Direttiva 2009/28/CE e nella Comunicazione COM(2010)11. Ne consegue che se considerassimo come emissioni in fase di upstream quelle suggerite nella direttiva e nella comunicazione, avremmo valori più bassi per tutte le filiere.

## 5. Bibliografia


Agarwal A. K., Gupta T., Kothari A., 2010. 'Toxic Potential Evaluation of Particulate Matter Emitted from a Constant Speed Compression Ignition Engine: A Comparison between Straight Vegetable Oil and Mineral Diesel'. Aerosol Science and Technology, Volume 44, Numero 9, pagg. 724-733, DOI 10.1080/02786826.2010.486386.

Caizzi A., Girardi P. Brambilla C.(2003) "Sistema di supporto alle decisioni sesamo: la base dati LCA-IL sistema elettrico ed i suoi fattori di pressione", (http://www.rse-web.it/progetti/progetto/documento/96/194467?objId=96&docIdType=1&typeDesc=Rapporto&resultList=yes

Caizzi A.,Catenacci G., Girardi P. (2002) "LCA - based Decision Support System for sustainable electric power supply system. " , 12° meeting SETAC, Vienna 2002.

Dones R., Bauer C., BOllinger R., BUrger B., Heck T., Roder H., Faist-Emmennegger M., Frischnecht R., Jungluth N., Tuchsmid M, (2007) 'Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for current system in Switzerland and other UCTE countries'. Ecoinvent Report n°5, v2.2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. http://www.ecoinvent.org.

Ecoinvent Database v 2.2, 2010. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. http://www.ecoinvent.org.

EMEP/EEA, 2009. 'Air pollutant emission inventory guidebook 2009'. Technical report No 9/2009. http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009.

Girardi P., 2012. 'Il ciclo di vita del sistema termoelettrico attuale'. VI Convegno della Rete Italiana LCA Bari, 7-8 Giugno 2012.

Girardi P., Catenacci G., Caizzi A., 2002. 'LCA: Sistema di supporto alle decisioni per sistemi elettrici sostenibili'. Setac Europe 12th Annual Meeting – Vienna.

GSE, 2011. 'Il Sistema Italiano per il Monitoraggio delle Energie RInnovabili (SIMERI)'. http://www.gse.it/it/Dati%20e%20Bilanci/Simeri/Pages/default.aspx.

Hischier R., Weidema B., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M., Nemecek T., 2010. 'Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods'. Ecoinvent Report No. 3, v2.2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. http://www.ecoinvent.org.

IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html.

Jungbluth N., Chudacoff M., Dauriat A., Dinkel F., Doka G., Faist Emmenegger M., Gnansounou E., Kljun N., Spielmann M., Stettler C. ,Sutter J., 2007. 'Life Cycle Inventories of Bioenergy'. Ecoinvent report No. 17, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH. http://www.ecoinvent.org.

Mann M.K., Spath P.L., 1997. 'Life Cycle Assessment of a Biomass Gasification Combined Cycle System'. NREL/TP-430-23076. http://www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/23076.pdf.

Ministero Dello Sviluppo Economico, 2009 'Bilancio Energetico Nazionale 2009' Dipartimento per l'Energia, Direzione generale per la sicurezza dell'approvvigionamento e le infrastrutture energetiche, divisione VII – Statistiche ed analisi energetiche e minerarie, Roma 2009.

Prussi M., Chiaramonti D., Recchia L., Artelli F., Guidotti F., 2012. 'Alternative feedstock for the biodiesel and Energy production in the OVEST project'. The 25h International Conference on Efficieny, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems, Perugia, Italia.

TERNA, 2009. Dati Statistici sull'energia elettrica in Italia - 2009. Roma 2009. http://www.terna.it/default/Home/SISTEMA_ELETTRICO/statistiche/dati_statistici.aspx.

# Analisi comparata di sistemi solari per il condizionamento tramite la metodologia LCA

Marco Beccali[1]; Maurizio Cellura[1]; Pietro Finocchiaro[1]; Francesco Guarino[1];
Sonia Longo[1]; Marina Mistretta[2]
[1]Dipartimento dell'Energia, Ingegneria dell'Informazione e Modelli Matematici (DEIM)
[2]Dipartimento Patrimonio Architettura Urbanistica (P.A.U.) Università di Reggio Calabria
Email coordinatore: mcellura@dream.unipa.it

## Abstract

*Lo studio mostra un'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment finalizzata alla valutazione delle prestazioni energetico-ambientali di due differenti tipologie di sistemi di raffrescamento che utilizzano energia solare per applicazioni nel settore civile d'utenza. In dettaglio, sono analizzati sistemi energetici basati su macchine frigorifere convenzionali connesse a impianti fotovoltaici e sistemi di solar cooling alimentati da fluidi a bassa temperatura. I risultati evidenziano che le prestazioni energetico-ambientali dei sistemi connessi alla rete sono superiori a quelle degli altri sistemi, mentre la produzione dei sistemi di accumulo limita la competitività dei sistemi stand-alone, causando indici di payback energetico e ambientale più alti rispetto alle altre configurazioni.*

## 1. Introduzione

Nell'ambito della valutazione delle prestazioni energetiche di un edificio la scelta delle tecnologie impiantistiche per la climatizzazione degli spazi confinati deve essere effettuata in stretta connessione con le caratteristiche climatiche del sito e la destinazione d'uso degli ambienti.

In tale contesto, l'impiego di tecnologie alimentate da fonti energetiche rinnovabili (TFER) determina un significativo abbattimento degli impatti energetici e ambientali connessi alla produzione di energia elettrica e termica da fonti fossili e risulta indispensabile nel quadro della direttive europee (COM, 2008) che prevedono entro il 2020 una massiccia riduzione delle emissioni climalteranti e un contemporaneo aumento della quota di produzione di energia coperta dalle TFER.

Tuttavia i benefici energetico-ambientali connessi all'utilizzo di tali tecnologie devono essere comparati con gli impatti generati durante le fasi di produzione, trasporto, installazione, uso, manutenzione e fine vita degli impianti, seguendo un approccio di ciclo di vita. Il lavoro, di seguito descritto, illustra le prestazioni energetico-ambientali di sistemi impiantistici solari per la produzione di energia impiegata nella climatizzazione degli edifici.

## 2. Life Cycle Assessment

L'obiettivo dello studio è la valutazione comparata delle prestazioni energetico-ambientali di differenti tipologie impiantistiche impiegate nella climatizzazione degli edifici, alimentate da energia solare ed installate nella città di Palermo.

I risultati dell'analisi saranno utilizzati come base per l'ottenimento di una dichiarazione ambientale di prodotto.

I sistemi in esame sono stati ipotizzati al servizio di un'utenza residenziale e simulati tramite modelli TRNSYS (University of Wisconsin, 2006) dettagliati, che consentono di effettuare delle simulazioni termofisiche in regime dinamico e di modellizzare il sistema edificio-impianto[20]. A tal fine è stata applicata la metodologia LCA, in accordo agli standard internazionali della serie ISO 14040 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006). In dettaglio, sono stati esaminati:

- sistemi solari Heating and Cooling(SHC): macchina frigorifera ad assorbimento (12 kW), fluido di lavoro (Acqua-ammoniaca), collettori solari termici (35$m^2$, tubi evacuati), serbatoio di accumulo (2000 litri), torre evaporativa, tubazioni supplementari e dispositivi di distribuzione, sistemi di backup (Caldaia a gas e macchina frigorifera a compressione per la configurazione "Back-up freddo");

- sistemi PV H/C con moduli PV policristallini, inverter, cavi e accumulatore per la configurazione grid-connected. La configurazione stand-alone prevede invece, oltre agli elementi sopra menzionati, batterie al piombo e regolatori di carica;

- sistemi convenzionali: macchina frigorifera a compressione e caldaia a gas.

***Unità funzionale***

L'Unità Funzionale (UF) è definita come la "prestazione quantificata di un sistema di prodotto da utilizzare come unità di riferimento (ISO 14040, 2006). Con riferimento al caso studio, sono stati esaminati sei sistemi, ciascuno dei quali ha la funzione di fornire un carico di picco per il condizionamento pari a 12 kW.

Ciascuno dei sei sistemi, descritto in dettaglio nella successsiva Tabella 1, è stato selezionato come UF. I sistemi PV (UF 2-3-4) sono stati dimensionati per alimentare la macchina frigorifera e i sistemi ausiliari. In particolare, nel sistema PV grid-connected (UF 2) la potenza di picco è stata scelta al fine di produrre tutta l'elettricità richiesta per un anno di funzionamento del sistema.

I sistemi stand-alone sono stati dimensionati seguendo due criteri differenti. Con riferimento all'UF3, la potenza di picco dei generatori fotovoltaici è stata scelta in modo da coprire il deficit massimo giornaliero dei mesi estivi. Il sistema di accumulo elettrico assicura tre giorni di autonomia nella stagione di raffrescamento, considerando il peggiore deficit giornaliero di produzione. In tal modo, in inverno, il sistema genera un surplus di elettricità (circa 1.7 volte il fabbisogno di elettricità per il raffrescamento) che può essere utilizzato per altri scopi.

Per la UF4 invece, la potenza di picco del generatore è stata determinata in modo tale che la produzione annuale fosse uguale all'elettricità risparmiata attraverso il funzionamento dei sistemi termici SHC con back-up freddo. La capacità di accumulo assicura tre giorni di autonomia in rapporto a questa frazione del carico.

[20] Il modello TRNSYS fornisce risultati molto più attendibili dei corrispondenti ottenuti dai software di simulazione in regime stazionario e/o semplificati, soprattutto nei climi mediterranei. Ciò comporta una stima molto più affidabile dei payback energetico-ambientali e dell'eco-profilo durante la fase d'uso.

| UF | Tipologia sistema | Riscaldamento | Raffrescamento |
|---|---|---|---|
| 1 | Convenzionale | Caldaia alimentata da gas naturale | Macchina frigorifera convenzionale a compressione connessa alla rete elettrica. |
| 2 | Convenzionale, PV Grid-connected | Come UF 1 | Macchina frigorifera convenzionale a compressione. Il fabbisogno di elettricità è totalmente coperto dal generatore PV grid-connected. |
| 3 | Convenzionale, PV Stand-alone (Carico totale) | Come UF 1 | Macchina frigorifera convenzionale a compressione. Il fabbisogno di elettricità è totalmente coperto dal generatore PV stand-alone. |
| 4 | Convenzionale, PV Stand-alone (Carico parziale) | Come UF 1 | Macchina frigorifera convenzionale a compressione. Il fabbisogno di elettricità è parzialmente coperto dal generatore PV stand-alone. |
| 5 | Solare termico, macchina ad assorbimento con “back-up caldo” | Caldaia alimentata da gas naturale e da un sistema solare. | Il sistema solare termico (35 $m^2$) riscalda l’acqua contenuta in un accumulo termico (2 $m^3$), una caldaia a gas costituisce il sistema di integrazione (“Back-up caldo”). L’acqua riscaldata nell’accumulo alimenta la macchina ad assorbimento (12 kW), connessa alla torre evaporativa. La macchina ad assorbimento alimenta i sistemi di raffrescamento dell’edificio. |
| 6 | Solare termico,macchina ad assorbimento con “back-up freddo” | Come UF 5 | Simile al sistema 5 è ma con una macchina frigorifera ausiliaria come back-up in sostituzione della caldaia a gas naturale (“Back-up freddo”). |

*Tabella 1. Descrizione delle UF*

### *Confini del sistema*

Sono stati considerati i seguenti confini di sistema:

- la fase di produzione, che include l'approvigionamento delle materie prime e delle fonti energetiche e la fase di produzione/assemblaggio dei componenti dell'impianto;
- la fase d'uso, che include i consumi di elettricità e gas naturale durante la vita utile dell'impianto;
- la fase di fine vita che include la dismissione dei componenti dell'impianto.
- Non sono stati considerati:
- il trasporto dei componenti dell'impianto dai siti di produzione all'impianto;
- il trasporto dei componenti dall'impianto al sito di dismissione nella fase di fine vita;
- la fase di installazione e manutenzione.

Non sono disponibili dati dettagliati per queste fasi del ciclo di vita, i cui impatti possono tuttavia considerarsi trascurabili (Ardente et al., 2005).

### *Qualità dei dati*

Gli eco-profili delle UF 1-5-6 sono basati su Beccali et al. (2012). L'analisi di inventario degli altri sistemi è stata effettuata tramite l'utilizzo del software LCA SimaPro (Prè, 2009) e il database ambientale Ecoinvent (Frischknecht et al., 2007). I dati relativi alla costruzione e alla dismissione delle batterie e dei regolatori di carica sono tratti da Garcìa-Valverde et al. (2009). Il ciclo di vita di ogni componente del sistema è stato stimato in 25 anni, ad eccezione delle batterie (circa 8.5 anni), dei regolatori di carica (circa 8,5 anni) e degli inverter (circa 12,5 anni).

I principali indici di impatto energetico-ambientale utilizzati per valutare le prestazioni dei sistemi analizzati sono:

- Global Energy Requirement (GER), che rappresenta il fabbisogno di energia primaria durante l'intero ciclo di vita, espresso in MJ;
- Global Warming Potential (GWP), espresso in kg di $CO_2$eq.

Gli indici sono stati calcolati utilizzando rispettivamente i metodi "Cumulative Energy Demand" e "EPD 2008" (Prè, 2009). Una corretta valutazione delle prestazioni energetiche ed ambientali di un impianto per la produzione di energia alimentato da fonte rinnovabile deve includere una valutazione degli impatti generati durante la produzione e lo smaltimento dell'impianto rispetto all'energia prodotta dallo stesso durante la fase d'uso.

A tal fine, sono calcolati i seguenti indici di payback energetico ed ambientale per le UF 2-3-4-5-6, che consentono di valutare in quanto tempo gli "investimenti" iniziali (in termini di consumo di energia primaria ed emissioni) sono "recuperati" durante la fase d'uso (Ardente et al., 2010):

- Energy Payback Time (EPT), definito come il tempo (anni) affinchè l'energia prodotta dall'impianto (espressa in termini di energia primaria) eguagli l'energia spesa per la produzione e la dismissione dell'impianto stesso;
- Emission Payback Time (EMPT), definito come il tempo (anni) durante il quale il GWP evitato grazie all'impiego dell'impianto, uguaglia quello indotto durante l'intero ciclo di vita dello stesso impianto.

Per la UF 1 tali indici sintetici non sono stati calcolati, in quanto il sistema non presenta produzione di energia da fonti rinnovabili.

## 3. Risultati

Le figure 1 e 2 mostrano rispettivamente un confronto dei valori di GER e GWP, nei diversi sistemi analizzati. L'UF2 è caratterizzata dal minore fabbisogno di energia primaria. I sistemi SHC fanno registrare prestazioni migliori dei sistemi PV stand-alone (UF 3 e UF4), cui sono associati valori di GER più alti dell'UF 1. Considerazioni analoghe sono ricavabili dalla Figura 2 per il GWP, ad eccezione dell'UF 3, per la quale il GWP è minore rispetto all'UF1.

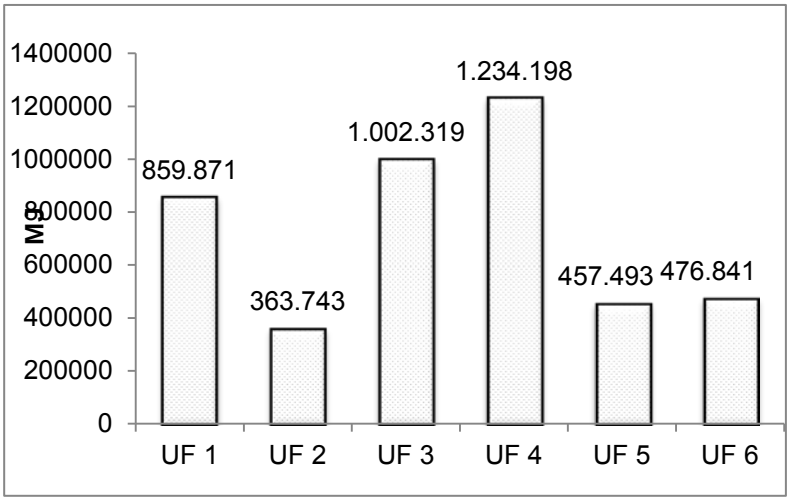



*Figura 1. GER per ogni UF in esame*

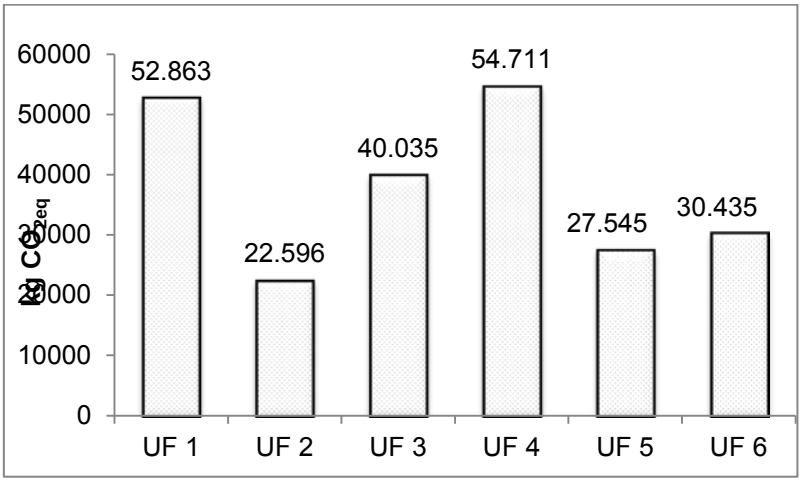



*Figura 2. GWP per ogni UF in esame*

| | UF 1 | UF 2 | UF 3 | UF 4 | UF 5 | UF 6 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Produzione | 14.357 | 55.048 | 667.046 | 612.529 | 117.000 | 129.505 |
| Uso | 845.485 | 308.616 | 308.616 | 595.051 | 340.029 | 346.860 |
| Fine vita | 29 | 78 | 26.656 | 26.618 | 464 | 476 |
| Totale | 859.871 | 363.743 | 1.002.319 | 1.234.198 | 457.493 | 476.841 |

*Tabella 2. Contributo delle fasi di ciclo di vita sul GER per ogni unità funzionale (MJ)*

| | UF 1 | UF 2 | UF 3 | UF 4 | UF 5 | UF 6 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Produzione | 2.497 | 4.442 | 21.680 | 19.242 | 6.878 | 9.271 |
| Uso | 50.322 | 18.025 | 18.025 | 35.248 | 20.322 | 20.779 |
| Fine vita | 44 | 129 | 330 | 221 | 346 | 385 |
| Totale | 52.863 | 22.596 | 40.035 | 54.711 | 27.545 | 30.435 |

*Tabella 3. Contributo delle fasi di ciclo di vita sul GWP per ogni unità funzionale (kg $CO_2$)*

I risultati riportati nelle tabelle 2 e 3 evidenziano che la fase d'uso induce il principale contributo al GER e al GWP per le UF 1-2-5-6 (Variabile tra il 73% dell'UF 6 e il 98% dell'UF1 per il GER e tra il 68% dell'UF 6 e e il 95% dell'UF 1 per il GWP). Con riferimento all'UF 3, il contributo maggiore al GER (66.5%) e al GWP (54%) è attribuibile alla fase di produzione, a causa degli alti impatti delle batterie e dei moduli PV, mentre per la stessa UF la fase d'uso ha un'incidenza di circa il 31% per il GER e il 45% per il GWP a causa dell'uso di gas naturale per il riscaldamento. Nell'UF 4 le fasi di produzione e d'uso hanno un'incidenza sul GER di circa il 49,6% e 48,2%, rispettivamente.

Le figure 3 e 4 mostrano i valori di EPT e EMPT.

L'incidenza dell'accumulo elettrico è particolarmente evidente nei sistemi stand-alone, che raggiungono i 30 e i 60 anni di EPT, rispettivamente per le UF 3 e 4. Per i sistemi SHC, si ottengono valori bassi per i due indici in esame (5-6 anni). Il valore più basso (inferiore a 2 anni) è relativo all'UF2, ovvero al sistema convenzionale combinato alla produzione elettrica fotovoltaica. Un andamento simile si verifica nel caso dell' EMPT.

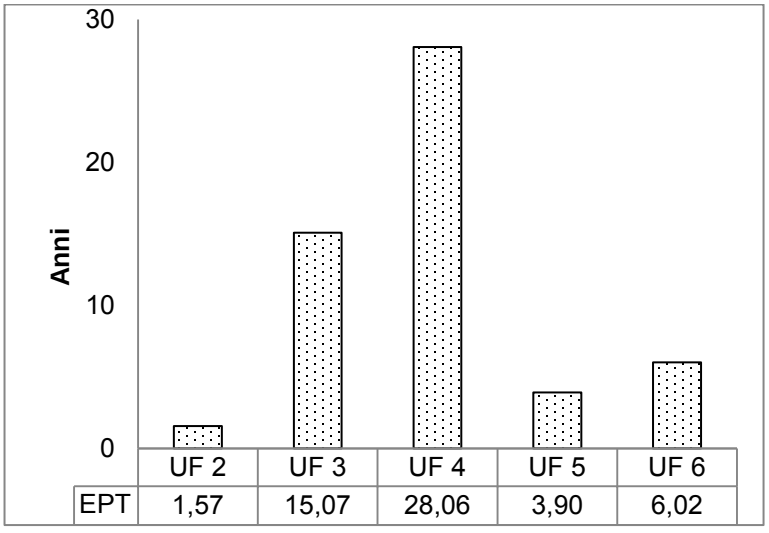



*Figura 3. EPT per le UF esaminate*

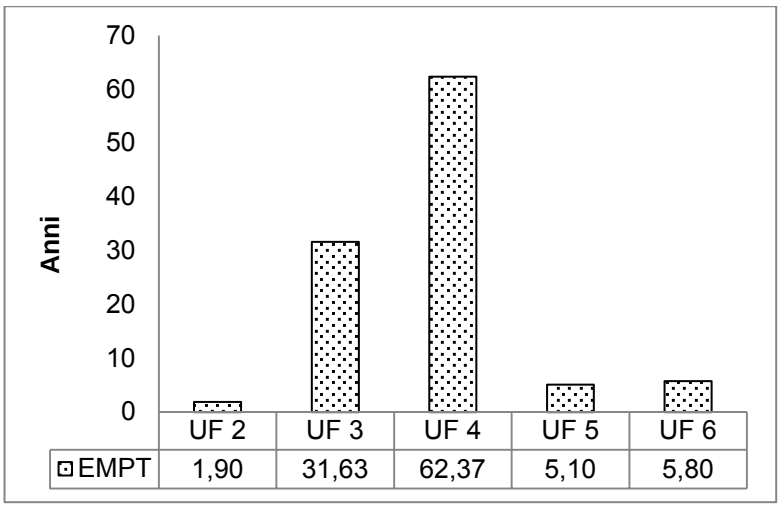



*Figura 4. EMPT per le UF esaminate*

## 4. Conclusioni

L'articolo ha presentato alcuni indici sintetici delle prestazioni energetico-ambientali di differenti tipologie di impianti solari applicabili al raffrescamento di spazi confinati a uso residenziale.

Le UF 2-3-4 rappresentano sistemi convenzionali alimentati da energia fotovoltaica, mentre le UF 5-6 sono sistemi SHC che utilizzano macchine frigorifere ad assorbimento. L'analisi è stata svolta tramite la metodologia LCA, tramite la quale è stato possibile valutare le prestazioni dei sistemi innovativi proposti, comparandole a quelle di un sistema convenzionale, composto da una macchina frigorifera a compressione e da una caldaia a gas (UF 1).

In quest'ottica sono stati valutati indici di payback energetico e ambientale rispetto alla UF1 per stimare la competitività dei sistemi solari proposti nel contesto climatico palermitano.

I risultati dell'analisi degli impatti energetici e ambientali mostrano che il sistema convenzionale grid-connected assistito da fotovoltaico è caratterizzato dai valori di GER e GWP più bassi tra tutti i sistemi analizzati, seguito dai sistemi SHC (UF 5-6), che presentano i minori valori di GWP e GER tra tutti i sistemi che prevedano l'uso di uno storage. I sistemi convenzionali (UF 3-4), comprendenti sistemi di accumulo elettrici, sono caratterizzati dalle prestazioni energetico-ambientali peggiori.

Tale risultato è essenzialmente indotto dall'elevato contributo della fase di produzione delle tecnologie di storage sugli impatti globali di ciclo di vita, contributo che potrebbe essere ridotto da tecnologie innovative più efficienti e meno impattanti.

# 5. Bibliografia


Ardente, F., Beccali, G., Cellura, M., Lo Brano, V., 2005. Life cycle assessment of a solar thermal collector.Renewable Energy 30, 1031–1054.

Ardente, F, Cellura, M, Ciulla, G, Longo, S, Mistretta, M. 2010. Analisi del ciclo di vita del microeolico: un caso studio in Sicilia, Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA, Padova, 22 Aprile 2010, pp. 18-25, ISBN 978-88-8286-226-8.

Beccali, M, Cellura, M, Longo, S., Nocke, B, Finocchiaro, P. 2012. LCA of a solar heating and cooling system equipped with a small water-ammonia absorption chiller. Solar Energy 86 (5) 1491-1503.

Commissione delle Comunità Europee, 'Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e la Comitato delle Regioni. Due volte 20 per il 2020. L'opportunità del cambiamento climatico in Europà, COM (2008) 30 definitivo, Bruxelles 23-01-2008.

Frischknecht, R, Jungbluth, N, Althaus, HJ, Doka, G, Dones R, Heck, T, Hellweg, S, Hischier, R, Nemecek, T, Rebitzer, G, Spielmann, M. Overview and Methodology. Ecoinvent Report No. 1, ver.2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Du¨bendorf, CH, Description of the Ecoinvent database included in the software SimaPro ver. 7.1. http://www.pre.nl/simapro/.

Garcìa-Valverde, R, Miguel, C, Martìnez-Bejar, R, Urbina, A 2009. 'Life cycle assessment study of a 4.2 kWp stand-alone photovoltaic system'. Solar Energy 83 1434-1445.

ISO 14040 (2006). "Environmental management – Life cycle assessment –Principles and framework".

ISO 14044 (2006). "Environmental management – Life cycle assessment –Requirements and guidelines".

PRè-Product Ecology Consultants 2010. "SimaPro7, environmental database".

University of Wisconsin 2006. "TRNSYS: A transient system simulation program". Solar Energy Laboratory.

# Valutazione ambientale della produzione di elettricità da digestione anaerobica di reflui zootecnici

Jacopo Bacenetti, Alessandra Fusi, Riccardo Guidetti, Marco Fiala
Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali - Produzione, Territorio, Agroenergia, Università degli Studi di Milano. Via G. Celoria 2 20133 - Milano, Italia
alessandra.fusi@unimi.it

## Abstract

*La generazione di elettricità attraverso la combustione di biogas prodotto dalla digestione anaerobica di biomasse è una delle più interessanti e più diffuse filiere agro-energetiche. L'impiego di reflui zootecnici come matrici per l'alimentazione dei digestori permette di valorizzare un sottoprodotto di un altro processo produttivo. La sostenibilità ambientale del sistema deve essere valutata soprattutto quando è necessaria la movimentazione della biomassa. In questo studio, utilizzando la metodologia del Life Cycle Assessment, è stato valutato l'impatto ambientale dell'elettricità prodotta dalla digestione di liquame bovino e liquame suino considerando differenti distanze di trasporto.*

## 1. Introduzione

La produzione di energia da Fonti Energetiche Rinnovabili (FER) in Europa è cresciuta nel corso degli ultimi anni. Nel 2010 il 12,4% del consumo di energia primaria è stato soddisfatto attraverso l'impiego delle FER. In Italia tale quota è leggermente inferiore (10,3%) ed è ripartita tra biomasse (43.2%), geotermico (26.4%) e idroelettrico (24.4%) (Scarlat et al., 2013).

In Italia, tra le FER, il biogas, anche grazie alla presenza di sostanziosi incentivi pubblici è una delle filiere che si è maggiormente diffusa. La potenza elettrica installata ha raggiunto i 480 $MW_e$ a fine 2010 ed è tutt'ora in crescita (Piccinini, 2011). La produzione di elettricità da biogas in ambito agricolo può avvenire attraverso la digestione sia di matrici di scarto (reflui zootecnici e residue dell'industria agro-alimentare) ma anche utilizzando colture appositamente coltivate (es. insilati di cereali).

A fronte del grande interesse e dell'impetuoso sviluppo, la produzione di energia da fonte rinnovabile comporta anche problematiche di carattere ambientale. Nello specifico, la produzione di elettricità attraverso la digestione anaerobica (DA) di biomasse fermentescibili di origine agricola è caratterizzata da un impatto ambientale che deve essere attentamente valutato (Bachmaier et al., 2010, Poeschl et al., 2012). Soprattutto per gli impianti di DA in cui si utilizzano colture dedicate il sistema produttivo comporta un consumo di risorse (carburanti, fertilizzanti ecc.) ed emissioni non trascurabili (Lansche e Müller, 2012). Parallelamente però, considerando la loro ridotta produzione specifica in biogas, l'alimentazione dei digestori esclusivamente con reflui zootecnici pone problematiche relative al reperimento della biomassa soprattutto per impianti di medio-elevata potenza.

Sulla base di quanto appena detto, lo scopo del presente contributo è la valutazione dell'impatto ambientale associato alla produzione di elettricità (EE) attraverso la DA di differenti tipologie di reflui zootecnici considerando diverse distanze di trasporto.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1. Descrizione della filiera

Il sistema analizzato riguarda la produzione di EE da reflui zootecnici (liquame bovino e suino i più diffusi nell'Italia Settentrionale) in due impianti in cui la DA avviene all'interno di reattori completamente miscelati che operano in mesofilia (40°C) e sono caratterizzati

da un CHP con una potenza elettrica di 250 kW e rendimento elettrico del 35,7% e termico 51,0%.

### *2.1.1 Obiettivo dello studio*

Lo scopo dello studio è la definizione delle performance ambientali della produzione di EE dalla DA di due diversi reflui zootecnici. A tal fine sono stati analizzati due scenari alternativi; il primo considerando la totale disponibilità della biomassa in azienda e il secondo in cui vi è invece un parziale approvvigionamento esterno (50%).

### *2.1.2 Unità funzionale*

La scelta dell'Unità Funzionale (UF) negli studi di LCA non è sempre immediata. Nel caso oggetto di studio, considerando che il prodotto principale è l'elettricità, per il confronto tra i diversi sistemi, l'UF selezionata è il kWh elettrico generato dalla combustione del biogas.

### *2.1.3 Confini del sistema*

L'analisi è stata condotta con un approccio "*from cradle to gate*" comprendendo quindi all'interno del sistema le operazioni di:

1. recupero e trasporto dei reflui (quando presente),
2. carico dei digestori,
3. digestione anaerobica (DA) delle biomasse,
4. trattamento del biogas prodotto (filtrazione, desolforazione e deumidificazione),
5. combustione del biogas in motori CHP per la cogenerazione di EE ed ET.

In Figura 1 è riportata la schematizzazione e i confini del sistema analizzato. Sono stati confrontati scenari differenti (Tabella 1) sia per quanto riguarda l'approvvigionamento della biomassa sia per quanto riguarda la valorizzazione del calore cogenerato.

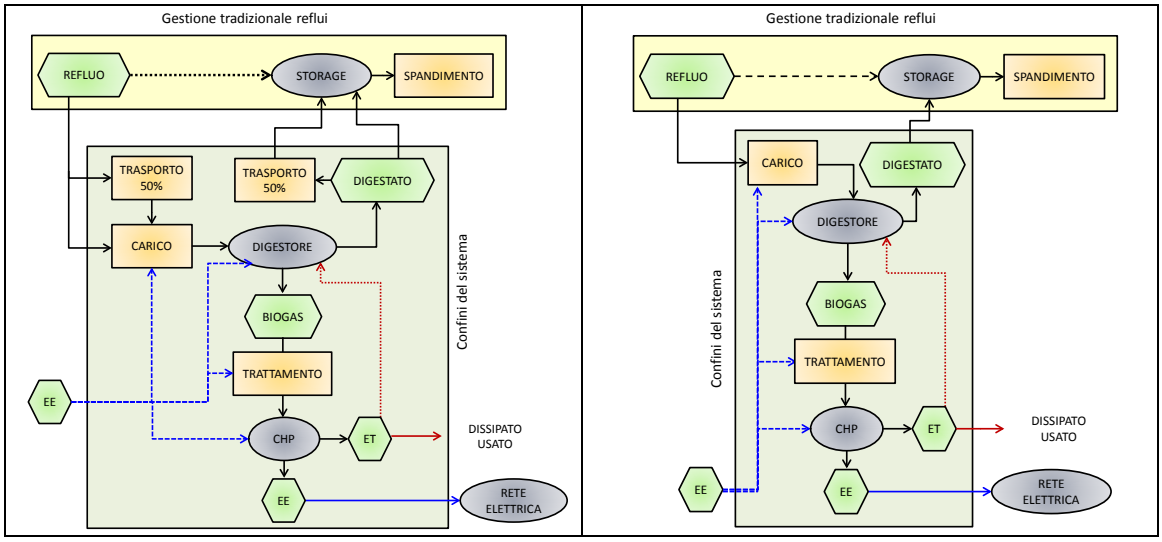



*Figura 1. Confini del sistema, a sinistra considerando il trasporto di parte dei reflui e del digestato; a destra senza nessun trasporto*

Relativamente al trasporto delle biomasse è stato considerato:

1. nessun trasporto;
2. trasporto del 50% della massa del refluo da aziende limitrofe per una distanza media di 5 km (ipotizzabile in areali ad alta intensità zootecnica);

3. trasporto del 50% della massa del refluo da altre aziende per una distanza media di 20 km (ipotizzabile in areali a medio-bassa intensità zootecnica).

| Refluo | Trasporto | ET | Caso |
|---|---|---|---|
| Bovino | Nessuno | Dissipata | Bovino – no Trasporto |
| | | Recuperata | Bovino – no Trasporto - ET |
| Suino | | Dissipata | Suino – no Trasporto |
| | | Recuperata | Suino – no Trasporto - ET |
| Bovino | 50% per 5 km | Dissipata | Bovino –Trasporto 5 km |
| | | Recuperata | Bovino –Trasporto 5 km - ET |
| Suino | | Dissipata | Suino –Trasporto 5 km |
| | | Recuperata | Suino –Trasporto 5 km - ET |
| Bovino | 50% per 20 km | Dissipata | Bovino –Trasporto 20 km |
| | | Recuperata | Bovino –Trasporto 20 km - ET |
| Suino | | Dissipata | Suino –Trasporto 20 km |
| | | Recuperata | Suino –Trasporto 20 km - ET |

*Tabella 1. Scenari analizzati*

Gli scenari che prevedono il trasporto del refluo considerano anche la restituzione del digestato da questi originato.

Considerando che entrambi gli impianti di DA sono alimentati esclusivamente da reflui zootecnici e che tali reflui costituiscono un sottoprodotto di un altro sistema produttivo (l'allevamento) tutti i processi e le operazioni che riguardano la loro produzione e la gestione tradizionale sono stati esclusi dal sistema. Sono state invece considerate le operazioni necessarie per la movimentazione e l'introduzione nei digestori della biomassa.

### 2.2. Analisi dell'inventario

I dati relativi all'operatività dei due impianti di biogas (flussi di biomassa, biogas e produzione e autoconsumo di energia) sono stati raccolti tramite il monitoraggio degli stessi, per mezzo di interviste con gli operatori e analizzando le relazioni tecniche prodotte dalle imprese costruttrici. Per il trasporto dei reflui (autocarro con capacità tra 16 e 32 t) si è fatto riferimento al Database Ecoinvent (v2.0). Le emissioni derivanti dalla combustione del biogas in motori a combustione interna in assetto cogenerativo sono state calcolate secondo la metodologia proposta da NERI (NERI, 2010). La $CO_2$ prodotta nel corso della DA dei reflui e a seguito della combustione del biogas non è stata considerata nelle emissioni poiché precedentemente fissata dall'atmosfera da parte dei vegetali utilizzati per l'alimentazione del bestiame (Gonzales-Garcia et al., 2013).

In Tabella 2 sono riportate le caratteristiche delle biomasse (Fiala, 2012) utilizzate mentre la Tabella 3 mostra le informazioni relative all'operatività dell'impianto a refluo bovino e di quello alimentato con liquame suino.

| Refluo | Solidi Totali (ST) | Solidi Volatili (SV) | Produzione biogas | Metano | PCI biogas |
|---|---|---|---|---|---|
| | % sul tq | % sul ST | $m^3_N/t_{SV}$ | % vol | $kWh/m^3_N$ |
| Bovino | 9,5% | 85% | 325 | 56% | 6,08 |
| Suino | 3,5% | 85% | 450 | 62% | 5,49 |

*Tabella 2. Caratteristiche dei reflui utilizzati*

| Refluo | Massa | Biogas | Autoconsumo | | EE prodotta | ET disponibile |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | t/giorno | $m^3_N$/giorno | $kWh_e$/giorno | $kWh_t$/giorno | $kWh_e$/giorno | $kWh_t$/giorno |
| Bovino | 121,5 | 3114 | Carico: 158<br>DA: 234<br>Trattamento: 123<br>Conversione: 10 | Carico: 0<br>DA:3781<br>Trattamento: 0<br>Conversione:0 | 6009 | 4803 |
| Suino | 210,0 | 2811 | Carico: 221<br>DA: 220<br>Trattamento: 123<br>Conversione: 10 | DA:6536 | 6007 | 2046 |

*Tabella 3. Caratteristiche dei reflui utilizzati*

Le perdite di metano dovute a fughe dalla cupola gasometrica e ai trattamenti sono state considerate pari allo 0,5% del biogas prodotto (Dressler et al. 2012).

Per ogni tonnellata di refluo introdotta nei digestori sono prodotte 0,95 e 0,98 tonnellate di digestato per l'impianto alimentato a liquame bovino e a liquame suino, rispettivamente. Negli scenari in cui parte del refluo ha origine extraziendale è considerato anche il trasporto del digestato da esso generato per egual distanza (Poeschl et al., 2012).
L'EE prodotta è immessa in rete, per il soddisfacimento degli autoconsumi elettrici gli impianti utilizzano elettricità prelevata dalla rete elettrica. Gli autoconsumi termici sono invece interamente soddisfatti utilizzando il calore cogenerato.

### *2.2.1 Allocazione*

Il sistema, oltre alla produzione di EE, comporta la cogenerazione di ET e di notevoli quantità di digestato. Relativamente al coprodotto ET, potenzialmente utilizzabile (es. per il riscaldamento di serre, per il condizionamento invernale delle porcilaie, per l'essiccamento di foraggi ecc.), sono stati analizzati differenti approcci per l'allocazione:

i) Nessuna allocazione; tutto il carico ambientale generato dal processo viene allocato all'EE. Tale approccio può essere giustificato dal fatto che l'ET netta disponibile non è utilizzata poiché quella prodotta viene, in parte consumata per il riscaldamento dei digestori e in parte dissipata;

ii) Allocazione Exergetica sulla base del contenuto energetico delle due forme di energia. L'exergia è definibile come la quota parte dell'energia idealmente trasformabile in lavoro ed è dunque un suo parametro di "qualità". Nel caso specifico, seguendo le indicazioni riportate dalla COM11(2010) (Commissione Europea 2011) la frazione di exergia nell'EE è fissata al 100% mentre per l'ET è 35,46%.

iii) Allocazione sulle "quantità", in cui l'ET e l'EE sono considerate equivalenti in termini qualitativi.

Questi ultimi due approcci sono ammissibili e consigliabili soprattutto quando il calore disponibile è utilizzato.
Relativamente al digestato nessuna allocazione è stata eseguita. Tale scelta è giustificata dal fatto che il digestato, oltre a non avere un valore economico, ha anche una massa che è sostanzialmente equivalente a quella del refluo introdotto (a riduzione di massa dovuta alla DA è trascurabile) e quindi non comporta aggravi di gestione rispetto al sistema tradizionale.

## 2.3. LCIA

La valutazione della performance ambientale dell'energia elettrica prodotta da reflui bovini e suini è stata effettuata attraverso il metodo CML 2000 (Guinée et al., 2002). Quest'ultimo prende in considerazione dieci categorie di impatto.
In Tabella 4 sono riportati gli impatti ambientali, riferiti all'unità funzionale (1 kWhe), per le due tipologie di refluo per i seguenti scenari:

1. nessun trasporto;
2. trasporto per 5 km del 50 % dei reflui utilizzati;
3. trasporto per 20 km del 50 % dei reflui utilizzati.

| Categoria d'impatto | Unità | Bovino - no Trasporto | Bovino - Trasporto 5 km | Bovino - Trasporto 20 km | Suino - no Trasporto | Suino - Trasporto 5 km | Suino - Trasporto 20 km |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *Abiotic depletion* | kg Sb eq | 0,00036 | 0,00045 | 0,00074 | 0,00039 | 0,00056 | 0,00106 |
| *Acidification* | kg $SO_2$ eq | 0,00127 | 0,00134 | 0,00155 | 0,00129 | 0,00142 | 0,00179 |
| *Eutrophication* | kg $PO_4$ eq | 0,00032 | 0,00034 | 0,00039 | 0,00032 | 0,00036 | 0,00046 |
| *Global warming (GWP100)* | kg $CO_2$ eq | 0,16854 | 0,18153 | 0,22050 | 0,17332 | 0,19615 | 0,26463 |
| *Ozone layer depletion (ODP)* | kg CFC-11 eq | 0,00000 | 0,00000 | 0,00000 | 0,00000 | 0,00000 | 0,00000 |
| *Human toxicity* | kg 1,4-DB eq | 0,01686 | 0,02017 | 0,03013 | 0,01805 | 0,02388 | 0,04137 |
| *Fresh water aquatic ecotox.* | kg 1,4-DB eq | 0,00750 | 0,00873 | 0,01241 | 0,00819 | 0,01035 | 0,01682 |
| *Marine aquatic ecotoxicity* | kg 1,4-DB eq | 18,11805 | 20,72369 | 28,54062 | 19,78085 | 24,35992 | 38,09713 |
| *Terrestrial ecotoxicity* | kg 1,4-DB eq | 0,00026 | 0,00029 | 0,00037 | 0,00028 | 0,00033 | 0,00048 |
| *Photochemical oxidation* | kg $C_2H_4$ eq | 0,00013 | 0,00013 | 0,00014 | 0,00013 | 0,00013 | 0,00014 |

*Tabella 4. Impatti ambientali*

La Figura 2 mostra gli impatti ambientali (confronto percentuale) dovuti alla produzione di energia elettrica (EE) da reflui bovini e suini in assenza e in presenza di trasporto delle biomasse considerate. Confrontando le due biomasse, a parità di scenario, è evidente come l'EE prodotta da reflui bovini risulti avere un impatto ambientale inferiore, per tutte le categorie ambientali prese in esame, rispetto all'EE prodotta da reflui suini. Appare però evidente che, in presenza di trasporto e soprattutto in funzione della distanza per cui è necessario trasportare la biomassa, la convenienza ambientale di un refluo rispetto all'altro potrebbe mutare.

In Figura 3 sono riportati i risultati relativi alla produzione di EE per gli scenari senza trasporto (Casi "Bovino – no trasporto" e "Suino – no Trasporto") utilizzando i diversi approcci allocativi descritti in precedenza. Nel caso si proceda all'allocazione si ha una riduzione del carico ambientale imputabile all'EE prodotta. Nel complesso però tale riduzione è maggiore per la filiera in cui è utilizzato il liquame bovino rispetto a quella in cui viene digerito il refluo suino. Ciò è essenzialmente dovuto al minore autoconsumo termico nel caso del refluo bovino.

La scelta del metodo di allocazione determina una variazione sui risultati. Nello specifico, l'allocazione exergetica comporta una riduzione, rispetto alla non allocazione, del 22% e dell'11% circa per l'EE da refluo bovino e suino, rispettivamente. L'allocazione basata sulle "quantità" determina una riduzione ancora più accentuata; tale metodo è però sconsigliabile in quanto non considera la "qualità" delle due forme di energia cogenerate.

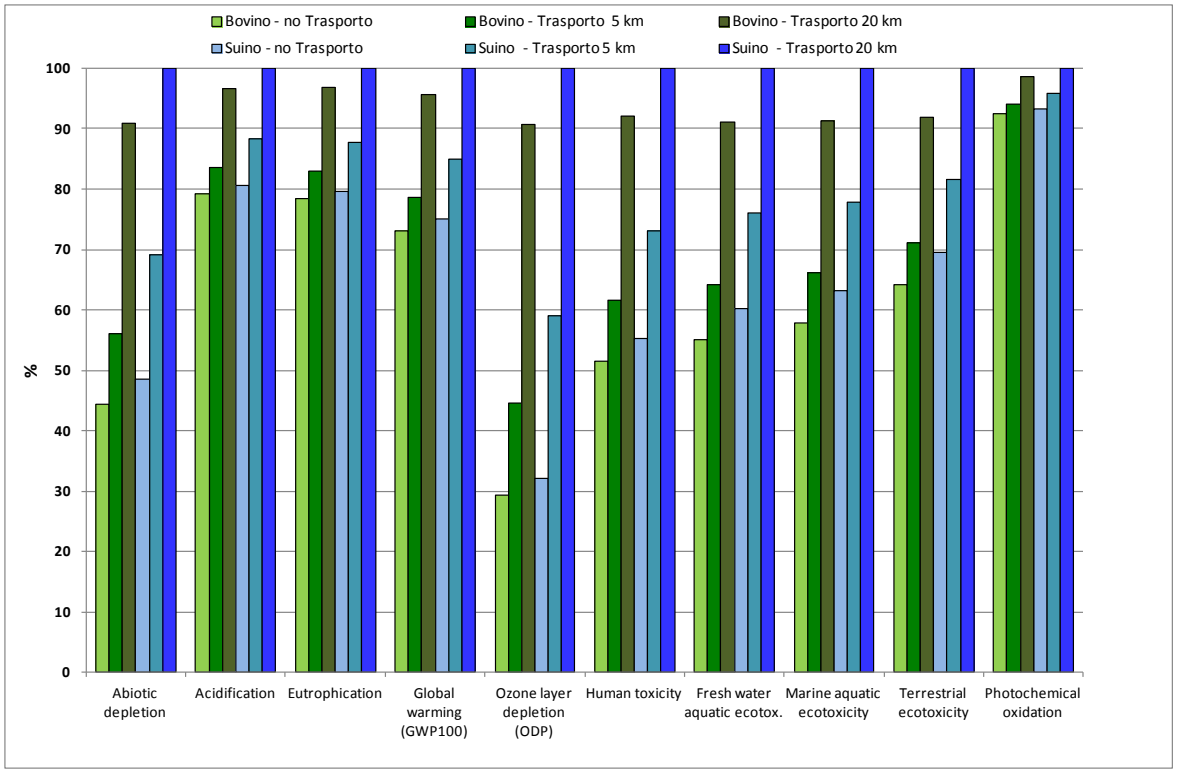



*Figura 2. Impatto ambientale degli scenari analizzati (senza valorizzazione del calore)*

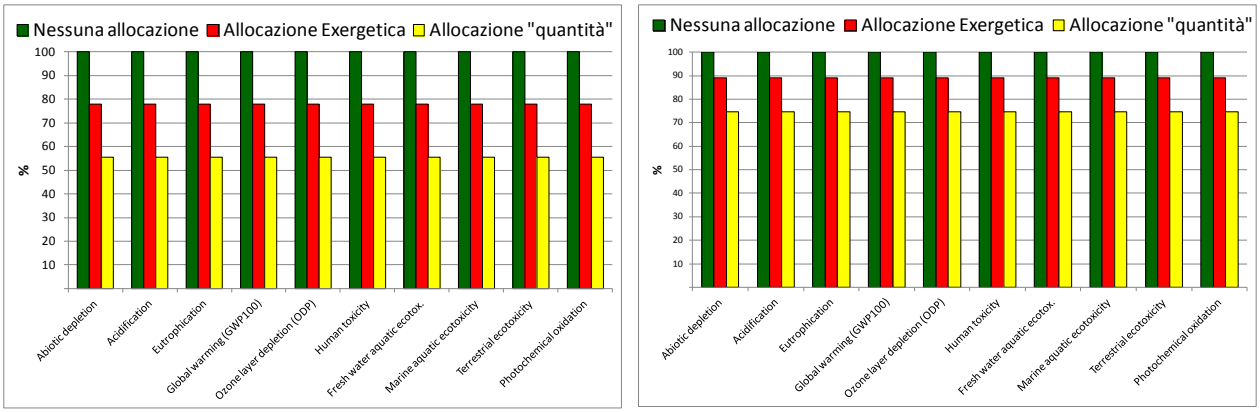



*Figura 3. Impatto ambientale utilizzando differenti approcci allocativi per lo scenario senza trasporto (a sinistra: energia elettrica da refluo bovino, a destra da refluo suino)*

## 3. Conclusioni

L'analisi condotta, volta a valutare l'impatto ambientale dell'elettricità prodotta dalla combustione di biogas derivante, ha evidenziato come l'impiego di reflui bovini permette di ottenere migliori performance rispetto all'utilizzo di reflui suini. Ciò è essenzialmente dovuto alla più elevata produzione specifica del refluo bovino, caratterizzato da un più elevato tenore di sostanza secca. La convenienza ambientale dell'impiego di refluo bovino rispetto a quello suino non può tuttavia prescindere dalla valutazione delle distanze di trasporto in grado di influenzare fortemente il carico ambientale.

In prospettiva, al fine di conseguire una più accurata valutazione di impatto, andrebbe considerata la riduzione delle emissioni che la DA dei reflui consente di ottenere rispetto allo stoccaggio tradizionale dei reflui stessi.

## 4. Bibliografia


Bacenetti J., Mena A., Negri M., Cantarella P., Bocchi S., Fiala M., Energetic and Environmental Balance of a Biogas Plant in Northern Italy. Proceedings CIGR-AgEng 2012 International Conference on Agricultural Engineering, Valencia: CIGR-AgEng, 2012.

Bachmaier J., Effenberger M., Gronauer A. Greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in agriculture, Engineering in Life Sciences, 2010; 10: 560-569.

Commissione Europea, 2011. Relazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo COM 11/2010 sui criteri di sostenibilità relativamente all'uso di fonti da biomassa solida e gassosa per l'elettricità, il riscaldamento e il raffreddamento, p. 1-20.

Dressler D., Loewen A., Nelles M. Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: impact of regional factors on biogas production. The International Journal of Life Cycle Assessment 2012; 17 (9):1104-1115.

Fiala M., Energia da biomasse agricole. Maggioli Editore, 2012: 1-438.

González-García S., Bacenetti J., Negri M., Fiala M., Arroja L. Comparative environmental performance of three different annual energy crops for biogas production in northern Italy. Journal of Cleaner Production 2012; doi:10.1016/j.jclepro.2012.12.017.

Guinée J.B. (Ed.), Handbook on Life Cycle Assessment, Operational Guide to the ISO Standards, 2002, 1-708.

Lansche J., Müller J. Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: Environmental impact of different agricultural substrates. Engineering in Life Sciences 2012; 12: 313-320.

NERI (National Environmental Research Institute) 2010, Emissions from decentralized CHP plants, pp.113, (http://www2.dmu.dk/pub/FR786.pdf />).

Piccinini S., Soldano M., Fabbri C. La produzione di biogas nel settore agricolo in Italia. Agriregionieuropa 2011, 24, 1-7.

Poeschl M., Ward S., Owende P. Environmental impacts of biogas deployment - Part I: Life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. Journal of Cleaner Production 2012; 24: 168-183.

Poschl M., Ward S. Owende P. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. Applied Energy 2010; 87: 3305-3321.


## 5. Ringraziamenti


Il presente contributo è realizzato con il contributo di Regione Lombardia: Fondo per la Promozione di Accordi Istituzionali "Progetto BIOGESTECA 15083/RCC".
Si ringrazia inoltre Regione Lombardia e il FSE che hanno finanziato, attraverso il "Progetto Dote Ricerca", un assegno di ricerca rivolto alla valutazione economica, energetica ed ambientale delle principali filiere agro-energetiche italiane.

# Energy and carbon LCA of high ligno-cellulosic biomass pyrolysis coupled with anaerobic digestion

Vittoria Bandini[1] Serena Righi[1] Aurora Saliani[1] Cristian Torri[1] Diego Marazza[1]
Davide Bersani[1] Daniele Fabbri[1]
[1]CIRI Energy and Environment – University of Bologna
vittoria.bandini@unibo.it

## Abstract

*The combination of thermo-chemical (pyrolysis) and biological (anaerobic digestion) pathways for the treatment of biomass can bring to a wider range of exploitable residual biomasses in anaerobic digestion, in particular the ones with a high content in lignin. A laboratory scale plant has been realized by the University of Bologna, and the energy and carbon balances of the system have been evaluated in this LCA study. Results show that the process can yield a net energy gain and reduce GHGs emissions, but further research is needed on some key parameters such as the energy required by the pyrolyzer and the biogas output from the anaerobic digester. The experimental process would allow for higher biogas yields, product diversification and other advantages for agro-energy industries and the environment. As for the carbon balance, a relevant contribution is given by carbon storage in biochar.*

## 1. Introduction

The European Union adopted the Biomass Action Plan in 2005 encouraging the establishment of national biomass action plans (BAPs) to stimulate and support bioenergy markets, in order to promote the bioenergy sector and the use of biomass for a wide spectrum of uses such as biofuels, bioplastics and high added value products (European Commission, 2005).
Various authors demonstrate that the use of biomasses for bioenergy is most convenient when they are not grown on purpose and when by-products from the main biomass use are valued as co-products (Lardon *et al*., 2009; Cherubini and Strømman, 2010). Moreover, the employment of residual non-edible biomass might be less controversial than that of harvested biomass, which raise environmental concerns or issues related to competition with food needs. Among the residual biomass abundantly present in the Italian countryside there is corn stover consisting of cobs, ear husks, stalks and leaves of maize. Corn stover is left in the fields after the harvest and it is usually used for soil mulching, disposed of, or sometimes burnt. Burning can result in environmental issues (i.e. local air pollution).
Corn stover, typically composed of 35-40% cellulose, 20-25% hemicellulose, and 15-20% lignin, is recalcitrant to aerobic and anaerobic bioconversion, because of the high ligno-cellulosic content. It is therefore necessary to treat stover in order to facilitate lignin degradation by bacteria. Pyrolysis is a promising technique for the pre-treatment of biomasses which are recalcitrant to bioconversion. It consists in the heating (at temperature between 350 and 600°C) of biomass in an inert atmosphere, obtaining gas, liquid (bio-oil) and a carbonaceous remain (biochar). Pyrolysis can treat biomasses with a high content in lignin and cellulose, producing pyrolysis gas and bio-oil, which can be used to produce thermal energy or, by upgrading, be the raw material for fuel production.
Together with other chemical upgrade techniques, which include a catalytic cracking or gasification of bio-oil followed by catalytic conversion, another recently proposed approach is the coupling of pyrolysis with a biological upgrading system, by hybrid techniques (Jarboe *et al*., 2011). In principle, coupling anaerobic digestion (which produces biogas) with a thermic de-polimerizing system, such as pyrolysis, is a relatively simple and low-cost solution for overtaking the problems which affect both technologies.

In particular, conversion to biogas allows for the use of mixed microbial consortia which can operate with low quality bio-oil and gas (e.g. with high water content or with inorganic contaminants) and produces a biogas which is already compatible with existing power generating facilities. This solution has been fully proven as an alternative to catalytic methanation for converting syngas into methane (Tarman and Chynowetz, 1981; Guiot *et al*., 2011) and allows for the treatment of the whole gas/bio-oil mix at low temperature (Lewis, 2012) without the need for tar reforming and syngas purification.
Generally speaking, preliminary data show that, once the microbial consortium has adapted, it is possible to anaerobically digest the bio-oil with satisfactory yield, and that the biogas will be rich in methane even when the quality of bio-oil is low (Garcia-Perez and Frear, 2012; Torri and Fabbri, 2012a; Torri and Fabbri, 2012b)
Research within the Interdepartmental Industrial Research Centre (CIRI) Energy and Environment focuses on technologies for the pre-treatment of biomasses before their anaerobic digestion (DA). In this context we are evaluating, firstly in laboratory and now at a larger prototype scale, the use of pyrolysis coupled to anaerobic digestion for the processing of corn stover. Here we present the evaluation of the energy and GHG balance of this plant.

Life Cycle Assessment (LCA) is the methodology chosen for assessing the energy and global warming performances of this experimental method for exploiting residual high ligno-cellulosic biomasses. The LCA methodology is standardized by ISO 14040 and 14044 (ISO, 2006a,b) and comprises four phases: (1) goal and scope definition; (2) inventory analysis; (3) impact assessment; (4) interpretation. The LCA of a product or process is generally developed in order to identify 'hot spots' in a product or process life cycle, in order to reduce consumption of energy, raw materials and emission/waste production, as well as to identify possible improvements to be done towards the achievement of a more environmentally sustainable result. When dealing with experimental methods which are in progress, LCA can support, in an iterative way, the undergoing research: by giving an highlight on most impacting processes in the system, it points to where most progress is needed; by giving thresholds (i.e. minimum performances required for having a net energy gain) it can define some basic performances which have to be achieved before moving to any scaling-up phase. When evaluating different scenarios for product development, a prospective or comparative life cycle assessment is realized, which studies possible future changes between alternative product systems or configurations (Tillman, 1998).

The goal of this study is to support the development of a new process for the exploitation of high ligno-cellulosic residual biomasses, by assessing the energy consumption (ED) and GHG emissions (GWP) during the whole life cycle.

## 2. Materials and Methods

### 2.1. Experimental plant

The main experimental device consists in a pyrolyzer device and an anaerobic digestion (AD) system. They run in a batch operation: bio-oil and gas outputs are stored and go to the AD device.
The pyrolyzer Pyro2011 (illustrated in Figure 1) is essentially constituted by a hopper, a horizontal cylindrical reaction chamber and a tank for the collection of the biochar; the reactor is equipped with an electric heating system and a motorized auger (which is coaxial with the reaction chamber): via the transport effect of the auger the biomass is progressively taken from the hopper, through the loading channel, and then conveyed through the cylindrical chamber of pyrolysis.
The anaerobic digestion currently takes place in 1L bottles in the CIRI facilities.

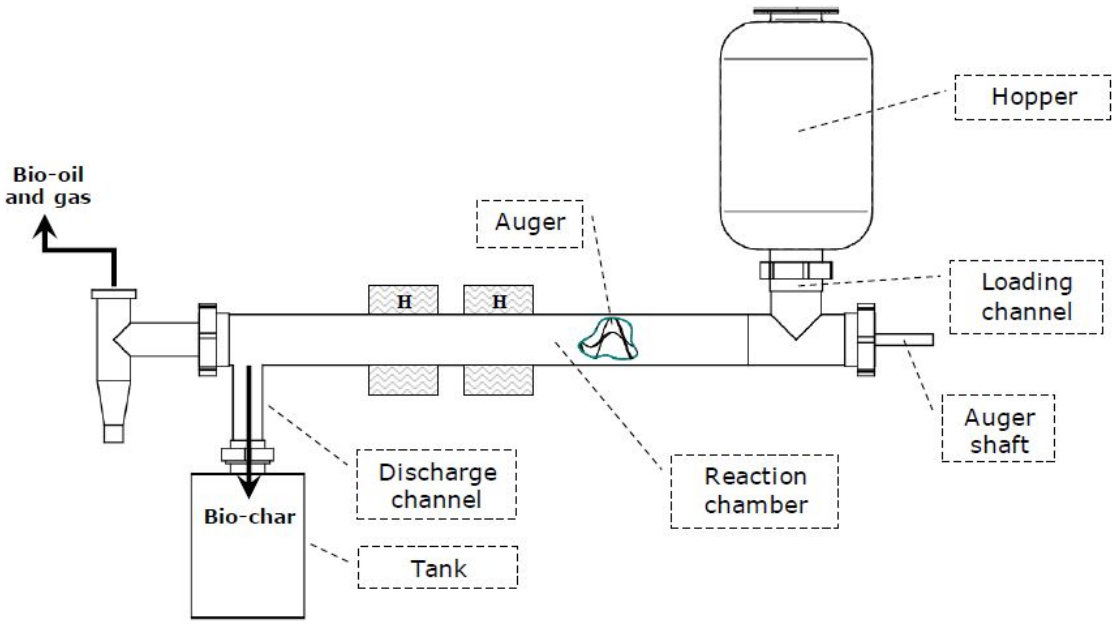



*Figure 1. Pyro 2011 experimental plant*

### 2.2. LCA study

The goal of this study is to evaluate the performance of a pyrolysis system coupled with anaerobic digestion for the treatment of corn stover in terms of GHG emissions and energy balance.

The system boundaries of this study (Figure 2) include the following processes:

- transport of corn stover;
- pyrolysis of the corn stover at 450°C, residence time 20 minutes, with the production of bio-oil, gas and biochar,
- anaerobic digestion of bio-oil and gas,
- production of electricity and heat in a cogenerator;
- carbon storage in the char.

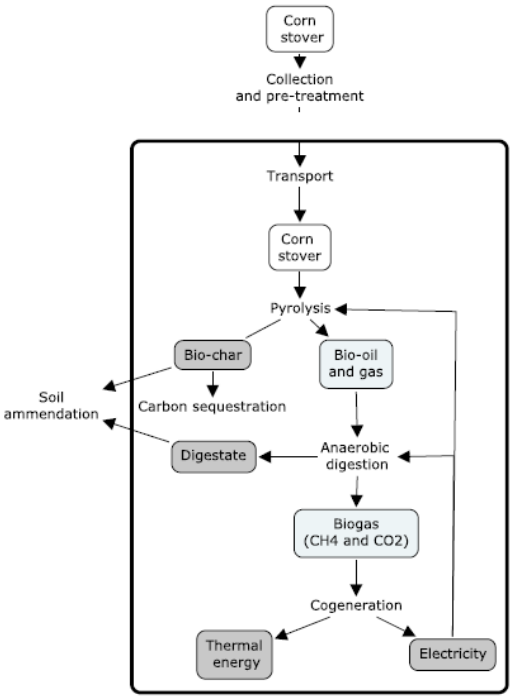



*Figure 2 . Systems boundaries*

| | WORST Scenario | AVERAGE Scenario | BEST Scenario | Unit |
|---|---|---|---|---|
| PY electricity consumption | 360 | 269 | 117 | MJ/60kg stover |
| Biogas output from the AD | 290 | 415 | 540 | L/kg bio-oil and gas |
| % of methane in the biogas | 55 | 60 | 65 | %vol. |
| Cogenerator overall efficiency | 60 | 70 | 80 | % |

*Table 1. Scenario definition*

These boundaries do not include: the use of biochar and digestate as soil amendants, in substitution of other products, the harvesting and pelletizing of the stover. Only the operational phase has been evaluated currently, so equipment building and maintenance, as well as dismantling, are not included.
The functional unit is defined as the treatment of 60 kg/h of corn stover.
Three different scenarios have been evaluated, which differ in the value of 4 key parameters, as shown in Table 1. The parameters are mutually independent.
The main inputs and outputs are summarized in Table 2 for the AVERAGE scenario.

| Process | | Flow | Amount | Unit (referred to 60kg/h stover) | Source |
|---|---|---|---|---|---|
| Stover transport | IN | Diesel | 0,12 | MJ | Calculated |
| Pyrolysis | IN | Electricity | 269 | MJ | Measured |
| | IN | N2 | 4,8 | kg | Measured, as N |
| | OUT | Biochar | 18 | kg | Measured |
| | OUT | Bio-oil and gas | 42 | kg | Measured |
| | OUT | C capture | -37 | kg $CO_2$ | Calculated |
| Anaerobic digestion | IN | Electricity | 7,9 | MJ | Calculated |
| | IN | Bio-oil and gas | 42 | kg | Measured |
| | OUT | Biogas | 17,4 | $m^3$ | Measured |
| Cogenerator | IN | Biogas | 17,4 | $m^3$ | Measured |
| | OUT | Electricity | 113 | MJ | Calculated |
| | OUT | Heat | 151 | MJ | Calculated |

*Table 2. Inventory data - summary of main flows for the AVERAGE scenario*

Within the system boundaries, the following assumptions and limitations are adopted:
- the stover is taken as the input to the system and not followed upstream;
- stover is transported for 50 km by a small lorry (7.5 t, Euro 5);
- only the operational phase has been considered, while construction, maintenance and dismantling have been assumed as negligible;
- all electricity requirements come from the Italian national grid power;
- the electricity produced by the system replaces an equivalent amount, composed as the Italian grid mix;
- the heat produced by the system replaces an equivalent amount produced by a cogenerator burning natural gas;

- biogenic $CO_2$ has been excluded from the calculation of the Global Warming Potential. This is in accordance to the EU Renewable Energy Directive (European Union, 2009), which indicates as zero the emissions from the use of biofuels or bio-liquids;
- the cogenerator is assumed to have a 28-32% electric efficiency and a 32-48% thermal efficiency (IEA ATSAP, 2010);
- 45% of the stover carbon is assumed to go on into the biochar (experimental data).

75% of the char's carbon is in a recalcitrant form and will remain confined in the char after a 100 years timespan (Benini and Torri, 2010).Primary data are used for the processes taking place in our laboratories, inventory data are used for background processes (Clift *et al.*, 1998) and estimates are used for emissions or processes not taking place in the current plant, such as the cogeneration process. LCA is conducted utilizing GaBi 5 software (PE International, 2012a) as a support, with GaBi Professional Database (PE International, 2012b) and Ecoinvent Database (Ecoinvent Centre, 2012).
A well-established midpoint methodology was applied for impact assessment, the CML method (Guinee, 2002). The impact assessment was carried out until the characterization step. The primary energy demand – ED – (net calorific value) and Global Warming Potential (GWP) were assessed.

## 3. Results and Discussion

Results for the 3 scenarios are given in Table 3 and Figure 3. GWP is negative for both AVERAGE and BEST scenarios, while energy demand (ED) is negative (which represent a net energy gain) in the BEST scenario only. The main elements influencing these results are the electricity consumed by the pyrolyzer and the amount of electricity and heat produced by the cogeneration. These last two depend on both the cogenerator efficiency and the biogas and $CH_4$ output from the anaerobic digester.

| | WORST | AVERAGE | BEST | Unit |
|---|---|---|---|---|
| GWP 100 years, (Biotic $CO_2$ excluded) | 4,4 | -23 | -63 | kg $CO_2$-Equiv. |
| Primary energy demand from ren. and non ren. resources (net cal. value) | 720 | 280 | -390 | MJ |
| Abiotic Resource Depletion | $4,9*10^{-6}$ | $2,3*10^{-6}$ | $-1,3*10^{-6}$ | kg Sb Equiv. |

*Table 3. Total GWP, energy demand and abiotic resource depletion for the three scenarios considered (impact per functional unit)*

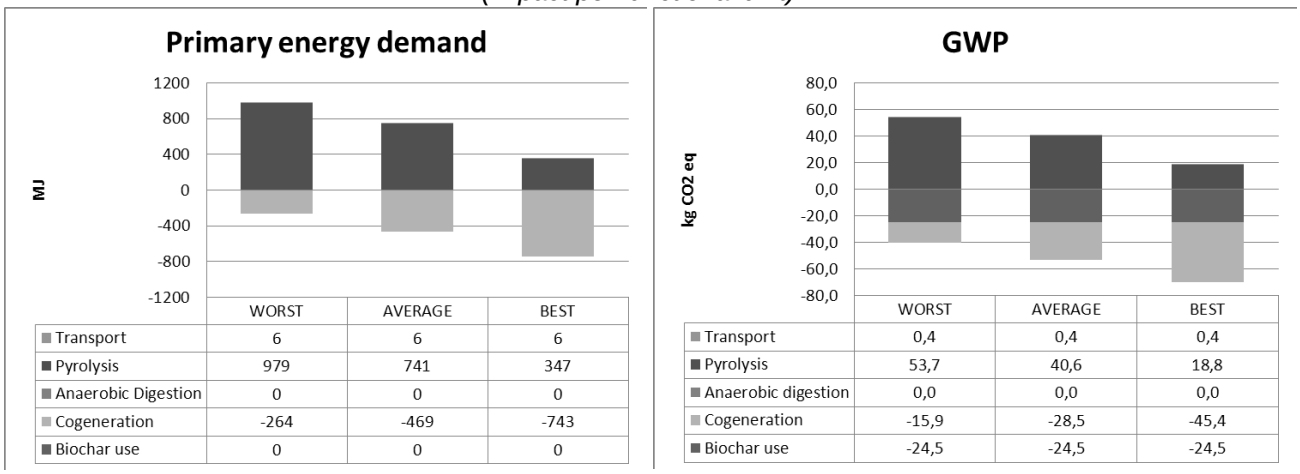



*Figure 3. Primary energy demand (ED) and GWP for the 3 scenarios*

Primary energy demand for the anaerobic digestion is zero because it uses a percentage (7%) of the output electricity and therefore does not require any external input. The main process emitting GHGs is the pyrolysis, while cogeneration represents a net absorber, due to the avoided impacts of fossil fuels burning. The contribution of transport is always negligible.

### 3.1. Sensitivity analysis

A sensitivity analysis has been carried on the AVERAGE scenario, setting a ±10% standard deviation to the parameters listed in Table 4, where results are shown as well. Most sensible parameters appear to be those regarding the anaerobic digestion, such as the biogas output and the $CH_4$ content of the biogas.
From a biological point of view, these parameters depend on the bacterial consortium, which needs to be adapted to bio-oil before being able to feed on it. Therefore, more research on this can lead to better or less variable results.

| | AVERAGE scenario | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **GWP** | | **ED** | | **AD** | |
| | -st.dev. | +st.dev. | -st.dev. | +st.dev. | -st.dev. | +st.dev. |
| Biogas output | -28% | 28% | 17% | -17% | -10% | 10% |
| $CH_4$ %vol | -28% | 28% | 17% | -17% | -10% | 10% |
| Cogenerator electrical efficiency | -15% | 15% | 10% | -10% | -7% | 7% |
| Cogenerator thermal efficiency | -13% | 13% | 7% | -7% | -4% | 4% |

*Table 4. Sensitivity analysis on the AVERAGE scenario data*

## 4. Discussion

The experimental system is still affected by some uncertainty on key parameters. These include “input” ones like the pyrolyzer energy requirements, and “output” ones like the quantity and properties of biogas.
BEST scenario guarantees both a net energy gain and avoided GHG emissions; AVERAGE only provides GHGs avoidance, while WORST has both energy consumption and GHGs emissions.
It is of relevance to stress that the system boundaries still not include the use of biochar and digestate as soil amendants in substitution to the use of chemicals. This can lead to the avoidance of energy and material consumption for their production, and can reduce other environmental impacts in categories like eutrophication, freshwater aquatic ecotoxicity or acidification potential.
The proposed conversion system allows for the transformation of a solid fuel (stover) in a liquid fuel (bio-oil) and then in a gaseous one (biogas); this can be considered an overall improvement, as liquid and even more gaseous fuels are more concentrated and offer much more flexibility of use and cleanliness than solid ones Moreover this combination of processes should be regarded as a way to obtain energy storage, a valuable feature because bio-oil and gas produced by pyrolysis can be stored and used on-demand.
Future research work shall include other environmental impact categories, such as land use change or eutrophication potential, in order to be of more complete support to the several goals which drive decision making in the bio-based sector (Marazza and Contin, 2012).

## 5. Conclusions

This paper shows an application of the LCA methods in the bio-economy domain, namely the evaluation of a novel conversion system to upgrade residual and ligno-cellulosic biomass to power, heat and other valuable by-products. The conversion system consists in a combination of a thermochemical process – pyrolysis – and a biological process, anaerobic digestion. It is worth of notice that this is the result of a team work including system analyst experts and researchers and technology experts.

The investigation showed that in the combination of the process the critical point may be represented by the biological process, which is still affected by high variability of its key parameters, associated with high sensitivity: it will be very important to improve the control on this part of the technology set. It is also clear that the role of by-products and the possibility to store energy in form of concentrated bio-oil may play a relevant role and represent a key feature in the next years. Future research will be aimed at exploring the influence of the distance travelled on the energetic and environmental balance. Moreover the system boundaries will be extended to include harvest and preliminary treatment of corn stovers.

## 6. References


Benini, L & Torri, C 2010, 'Soil organic carbon enrichment and carbon sequestration from residual biomass through pyrolysis and bio-char application to soils: preliminary assessment in the Ravenna province countryside', Proceedings of the 18th EU BC&E, Lyon, France, 3-7 May.

Cherubini, F & Strømman, AH 2010, 'Life cycle assessment of bioenergy system: State of the art and future challenges', Bioresource Technology, vol. 102, pp. 437-451.

Clift, R, Frischknecht, R, Huppes, G, Tillman, A-M & Weidema BP, 1998, 'Towards a coherent approach to life cycle inventory analysis', Brussels: SETAC.

Ecoinvent Centre, 2012. Ecoinvent database http://www.ecoinvent.org/database/ (visited on march 2013)

European Commission, 2005. Communication from the Commission of 7 December 2005 – Biomass Action Plan [COM(2005) 628 final – Official Journal C 49 of 28.02.2005].

European Union, 2009. Directive 2009/28/EC on the promotion of the use of energy from renewable sources.

Garcia-Perez, M & Frear, C 2012, 'Processing biomass using thermochemical processing and anaerobic digestion in combination', US Patent Request US 20120322130 A1.

Guinee, J 2002, 'Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards', Kluwer Academic Publishers.

Guiot, SR, Cimpoia, R & Carayon, G 2011, 'Potential of Wastewater-Treating Anaerobic Granules for Biomethanation of Synthesis Gas', Environmental Science & Technology, vol. 45, pp. 2006-2012.

IEA ETSAP, 2010. Technology brief E05. Biomass for Heat and Power, May 2010.

ISO, 2006a. ISO 14040 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.

ISO, 2006b. ISO 14044 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements And Guidelines.

Jarboe, LR, Wen, Z, Choi, DW & Brown, RC 2011, 'Hybrid thermochemical processing: fermentation of pyrolysis-derived bio-oil', Applied Microbiology and Biotechnology, vol. 91, pp. 1519-1523.

Lardon, L, Hélias, A, Sialve, B, Steyer, J & Bernard, O 2009, 'Life-Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae', Environmental Science & Technology, vol. 43, no.17, pp. 6475-6481.

Lewis FM, 2012. Pyrobiomethane process, US Patent US 2012/0073199 A1.

Marazza, D & Contin, A 2012, 'The sustainability assessment of biomass POWER plants and biorefineries for regional and national policies', Proceedings of the 20th EU BC&E, Milan, 18-22 June 2012.

PE International, 2012 (a). http://www.gabi-software.com/software/gabi-software/gabi-5/ (visited on march 2013)

PE International, 2012 (b) http://www.gabi-software.com/databases/gabi-databases/professional/ (visited on march 2013)

Tarman, PB & Chynowetz, DP 1981, 'Hybrid bio-thermal gasification', US Patent No. 4289625.

Tillman, A-M 1998, 'Significance of decision making for LCA methodology', Proceedings of the 8th Annual Meeting of SETAC-Europe, Bordeaux, France, 14-18, April.

Torri, C & Fabbri, D 2012a, 'Digestione anaerobica dei prodotti derivanti dalla pirolisi di biomassa lignocellulosica', Proceedings of Ecomondo, Rimini 6-9 November.

Torri, C & Fabbri, D 2012b, 'Biological upgrading of pyrolysis oil and gas to methane and hydrogen by means of adapted anaerobic bacteria consortium', Proceedings of the 20th EU BC&E, Milan, 18-22 June.

# BUILDING

# Life Cycle Assessment and Zero Energy Residential Buildings

Michele Paleari[1], Monica Lavagna[1]
[1]Politecnico di Milano, Dipartimento ABC
michele.paleari@mail.polimi.it

## Abstract

*La Direttiva Europea 2010/31/EU (EPBD recast) costituisce l'apice di un lungo percorso normativo volto a contenere gli impatti ambientali degli edifici agendo sulla riduzione dei consumi energetici in fase d'uso. Per questo motivo essa impone che tutti gli edifici di nuova costruzione realizzati a partire dal 31 dicembre 2020 abbiano un consumo energetico operativo prossimo a zero (nearly-Zero Energy Buildings). A partire da questo presupposto, la ricerca si è posta l'obiettivo di verificare l'efficacia ambientale degli edifici residenziali ad energia quasi zero, considerando gli impatti complessivi generati in tutte le fasi del ciclo di vita. A tal fine, è stata condotta una valutazione LCA di un complesso residenziale nZEB situato nella provincia di Milano.*

## 1. Introduzione

Dal momento che il 40% dei consumi energetici europei sono dovuti al settore delle costruzioni, il raggiungimento degli obiettivi ambientali posti dal Protocollo di Kyoto impone una decisa azione per ridurre gli impatti provocati dagli edifici (Directive 2010/31/EU). In questo contesto, la Direttiva Europea 2010/31/EU "On the energy performance of buildings" impone che tutti gli edifici di nuova costruzione realizzati a partire dal 31 dicembre 2020 abbiano un consumo energetico operativo prossimo a zero (nearly-Zero Energy Buildings). Il concetto di edificio ad energia quasi zero è inteso come il raggiungimento di performance così elevate che il fabbisogno energetico della fase d'uso degli edifici possa essere soddisfatto attraverso la produzione da fonti rinnovabili, preferibilmente sull'edificio o all'interno del sito. Il concetto di "quasi zero" non è però definito numericamente, demandando la responsabilità in merito agli Stati Membri.

A fronte di questo scenario, è stata condotta una ricerca con l'obiettivo di verificare l'efficacia ambientale degli edifici ad energia quasi zero, considerando gli impatti complessivi generati in tutte le fasi del ciclo di vita. L'attenzione della direttiva è infatti volta a minimizzare i consumi energetici della fase d'uso, senza una verifica della riduzione degli impatti ambientali complessivi e della sostenibilità complessiva (economica e sociale).

In termini metodologici la ricerca ha fatto riferimento al corposo lavoro normativo che il Technical Comettee 350 del CEN sta conducendo da alcuni anni con l'obiettivo di costruire un sistema per la valutazione della sostenibilità degli edifici, utilizzando un approccio al ciclo di vita. Le norme già pubblicate costruiscono un quadro di riferimento per affrontare il tema della valutazione della sostenibilità con approccio globale, tenendo in considerazione tanto le tematiche ambientali quanto quelle economiche e sociali.

## 2. Il caso studio

Il caso studio valutato è costituito da un complesso residenziale sito in un piccolo comune dell'hinterland milanese. Si compone di 4 edifici con tipologia in linea disposti attorno a una corte centrale, con un totale di 61 unità abitative di varia dimensione. Questo edificio è stato scelto come esemplificativo poiché a tipologie, tecnologie costruttive e materiali tradizionali sono stati affiancati obiettivi di elevata efficienza energetica e dispositivi per la produzione energetica sul sito, al fine di costruire un complesso classificabile come nZEB.

Le strutture portanti sono in calcestruzzo armato con solai in lastre predalles e in laterocemento, le chiusure verticali opache sono in blocchi di laterizio Poroton con isolamento a cappotto in lana di roccia, le partizioni interne sono in laterizi intonacati. Le coperture sono costituite da tetti a falde con strutture in legno lamellare, elementi di completamento in legno, isolamenti in lana di roccia e in fogli di alluminio termoriflettenti; i manti di finitura sono realizzati con tegole in calcestruzzo e le lattonerie sono in rame. La serramentistica esterna è stata realizzata con telai in PVC, tranne i lucernari sulle coperture che hanno telai in legno. La produzione di calore e di acqua calda sanitaria sono assicurate dalla presenza di un impianto centralizzato con pompe di calore elettriche coadiuvate da uno scambiatore geotermico orizzontale installato nella platea di fondazione. Sulle coperture e in una parte del giardino condominiale sono presenti numerosi moduli fotovoltaici policristallini che assicurano l'energia elettrica sufficiente a coprire il fabbisogno energetico per riscaldamento e circa il 50% di quello per la produzione di acqua calda sanitaria. La superficie utile residenziale è di circa 4.000 $m^2$ ed è pari a quella non residenziale costituita da mansarde, scale e vani accessori. Gli edifici sono appoggiati su un ampio basamento interrato che accoglie 90 autorimesse, i locali tecnici, alcuni spazi accessori e gli spazi di risulta, per una superficie complessiva di circa 7.000 $m^2$.

Si evidenzia che questo complesso è frutto di un'iniziativa immobiliare privata condotta in prima persona da un imprenditore edile, ideata, progettata e in parte realizzata prima dell'emanazione della Direttiva 2010/31/EU.

## 3. La valutazione

### 3.1. Il metodo

Sul complesso residenziale descritto è stata condotta una valutazione ambientale LCA in accordo con le norme ISO 14040, ISO 14044, EN 15643-1, EN 15643-2 e EN 15978.

La valutazione ambientale è stata svolta con l'ausilio del software SimaPro 7.3.2 e della banca dati Ecoinvent. Gli esiti della valutazione sono descritti attraverso gli indicatori del metodo EPD2008 (GWP, ODP, POCP, AP, EP e NER). Questo set di indicatori è stato scelto perché prescritto nella norma EN 15643-2. I risultati della valutazione fanno riferimento al complesso residenziale assunto nella sua interezza.

### 3.2. I confini di sistema

Il confine fisico del sistema coincide con il perimetro del lotto di progetto quindi, sono state prese in considerazione tutte le attività svolte all'interno dell'edificio e della sua area di pertinenza in merito alla fase di costruzione, uso e manutenzione, considerando uno scenario di vita utile di 100 anni. Sono inoltre state considerate le fasi di pre-produzione, produzione e trasporto al cantiere e le fasi di fine vita. In merito ai processi di produzione dei componenti edilizi, sono stati identificati i materiali utilizzati nella costruzione, come calcestruzzo, laterizi, legno, acciaio per armature e per carpenteria, intonaci, materiali per isolamento. Sono stati valutati anche i semilavorati e i componenti complessi ai quali è stato possibile assegnare il valore di impatto legato al materiale costituente principale. Sono stati considerati anche gli impianti, mentre sono stati esclusi alcuni componenti accessori di cui non era possibile assumere informazioni sufficienti: ad esempio, i componenti complessi degli impianti come pompe di circolazione, contabilizzatori di consumi, motori per la movimentazione dei serramenti, corpi illuminanti, interruttori, termostati ed elementi dell'impianto elettrico.
La fase di trasporto è stata analizzata ricostruendo nel modo più preciso e dettagliato possibile il percorso dei semilavorati, seguendoli a partire dal luogo di estrazione fino ai diversi stabilimenti di produzione e lavorazione, assumendo direttamente dai produttori le informazioni sulla localizzazione degli stabilimenti.

La fase di cantiere è stata analizzata individuando le quantità di materiale in ingresso e in uscita, i consumi di energia elettrica, di acqua potabile e di combustibile. Sono stati considerati i materiali di consumo principali ad uso del cantiere come legname e teli protettivi in polietilene. È stato possibile accedere al registro dei rifiuti in uscita dal cantiere, definendo così i quantitativi di macerie da costruzione/demolizione, di legname, EPS, polietilene, carta e cartone utilizzati per gli imballaggi.
Nella fase d'uso, considerando che l'edificio copre la maggior parte del suo fabbisogno tramite autoproduzione di energia elettrica dagli impianti fotovoltaici, sono stati valutati i consumi di energia elettrica non coperti dalla produzione sul sito. Tra i consumi propri dell'edificio sono stati inseriti i fabbisogni per la produzione di acqua sanitaria e per le pompe di calore, mentre non è stato possibile includere il consumo di energia per l'illuminazione delle aree comuni. Sono stati inoltre ipotizzati gli impatti ambientali legati ai principali interventi di manutenzione e allo smaltimento dei materiali dopo la demolizione dell'edificio a fine vita.

### 3.3. L'acquisizione dei dati

Il reperimento dei dati quantitativi necessari alla valutazione si è basato sull'esame di 4 tipi di documenti: le fatture pagate dall'impresa edile che ha finanziato l'intera operazione, i SAL (Stato Avanzamento Lavori) predisposti dalle imprese subappaltatrici, gli elaborati del progetto definitivo e esecutivo, le schede tecniche dei prodotti. Inoltre, numerose informazioni di dettaglio sono state acquisite attraverso il dialogo con il titolare dell'impresa costruttrice, il responsabile di cantiere, i referenti tecnici o commerciali di imprese subappaltatrici, produttori e fornitori di materiali. Le fatture relative alla fornitura di materiali descrivono in modo dettagliato i prodotti acquistati, le quantità (in kg, $m^3$, $m^2$ o numero di pezzi), i prezzi unitari e i prezzi complessivi. Nel caso delle lavorazioni affidate in subappalto si è ricorso all'esame dei SAL predisposti dalle imprese che riportano la descrizione delle lavorazioni effettuate e l'elenco di materiali utilizzati con le relative quantità. In questa fase sono state esaminate oltre mille fatture e oltre cinquanta SAL e rendiconti di cantiere. I dati quantitativi assunti dalle fatture sono stati aggregati in modo tale da comprendere quali fossero i materiali da inserire nell'inventario e quale quantità associare a ciascuno di essi. Durante questo processo, la lettura dei documenti del progetto architettonico definitivo, dei progetti esecutivi delle travi in calcestruzzo prefabbricato e delle strutture in legno dei tetti e di numerose schede tecniche di prodotto è stata fondamentale per comprendere i materiali costituenti i prodotti complessi, le quantità da considerare, i luoghi di produzione e gli eventuali processi intermedi operati da aziende diverse da quella che ha commercializzato i prodotti finali. In parallelo sono state raccolte tutte le informazioni disponibili alla determinazione dei percorsi delle merci per la valutazione degli impatti dei trasporti. Questo processo ha consentito di individuare le quasi 100 voci che compongono l'elenco dei materiali valutati.

### 3.4. Risultati: l'incidenza della produzione dei materiali da costruzione

Esaminando i risultati della valutazione ambientale emerge che i materiali utilizzati per costruire le strutture portanti causano impatti compresi tra il 40% e il 60%, seguiti dai materiali per gli impianti e da quelli per le finiture. Il risultato inatteso è costituito dal fatto che gli impatti a carico di queste ultime due categorie sono superiori rispetto a quelli generati dai materiali delle componenti "edili" propriamente dette come murature, isolamenti e serramenti. Per alcuni impatti, la categoria "finiture" ha rilevanza simile o addirittura maggiore della somma di murature, intonaci, isolamenti, impermeabilizzazioni e serramenti. I risultati del calcolo del consumo di energia da fonti fossili evidenzia che il 50% degli impatti è a carico dei materiali per le strutture, seguiti dalle finiture che pesano per il 15% e dagli impianti con il 12%.

La somma dei consumi di energia primaria dovuto alla produzione delle murature (6%), degli intonaci (6%) e degli isolanti (5%) supera di poco quello dei materiali per le finiture. Gli impatti delle impermeabilizzazioni sono del 3%, mentre i serramenti sono l'ultima categoria con meno del 2% dei consumi.
Se si valutano le quantità di energia consumata, i materiali per le strutture hanno assorbito circa 45.800 GJ, le finiture 13.700 GJ, gli impianti 11.500 GJ e l'involucro dell'edificio 17.800 GJ. La produzione dei materiali utilizzati per la realizzazione dell'edificio ha consumato in totale 92.200 GJ di energia da fonte fossile, ovvero 31,7 $kWh/m^2a$ in rapporto alle superfici abitabili e accessorie (8.000 $m^2$). In merito all'indicatore del GWP, i materiali delle strutture sono certamente i più impattanti e raggiungono il 61%. A questi seguono i materiali per le finiture (12%) e per gli impianti (8%) che hanno un peso maggiore rispetto alle murature (7%) e agli intonaci (6%).
È opportuno sottolineare che questa è la categoria di impatto dove le strutture hanno il maggiore peso, al contrario di finiture e impianti che segnano i loro impatti minori. I materiali isolanti hanno impatti molto inferiori (3%) mentre il contributo di impermeabilizzanti e serramenti è marginale. In termini quantitativi, le strutture sono responsabili dell'emissione di quasi 5.000 t di $CO_2$ eq., le finiture di 960 t e gli impianti di 660 t. Il volume totale di $CO_2$ eq. emesso dai materiali utilizzati per la costruzione è di 8.100 t, pari a 1 $t/m^2$ di superficie utile e accessoria (8.000 $m^2$).
L'indicatore su cui i materiali per le strutture hanno la minore influenza è l'ODP con solo 41%; invece le murature (12%), gli intonaci (9%) e gli impermeabilizzanti (4%) evidenziano i loro maggiori impatti. Il POCP è l'indicatore dove gli isolanti hanno maggiore influenza (5%), mentre i serramenti generano maggiori impatti sull'AP (2%). Sull'AP le finiture raggiungono il 21%, ovvero un valore maggiore della somma degli impatti a carico degli altri subsistemi ad esclusione di strutture e impianti, mentre questi ultimi superano la somma delle componenti edili. Impianti e finiture segnano i loro maggiori impatti sull'EP dove la somma delle componenti edili ammonta a solo 11%, contro 18% dei primi e 27% delle finiture e questo è l'unico caso in cui la somma di queste ultime due categorie supera gli impatti provocati dalla produzione dei materiali strutturali. Tale risultato è ascrivibile principalmente all'impiego del rame per i componenti degli impianti e le lattonerie di copertura.

### 3.5. Il ruolo delle diverse fasi del ciclo di vita dell'edificio

La fase di pre-uso, suddivisa in produzione dei materiali, trasporto fino al cantiere e costruzione, ammonta nel suo complesso a 56% in media. Gli impatti causati dalla fase di uso valgono 41%, ma la parte direttamente collegata con la fase operativa è limitata a solo 31%. Da ciò si evince che analizzare il comportamento ambientale di questo complesso residenziale prendendo in considerazione solo i consumi operativi significa preoccuparsi solo di circa 1/3 degli impatti reali. Inoltre è necessario ricordare che dall'analisi sono state escluse alcune componenti di cui non sono stati reperiti sufficienti dati quindi il rapporto tra le parti potrebbe in realtà essere ancora più sbilanciato. In merito alla fase di costruzione, si rileva che gli impatti causati dal trasporto dei semilavorati al cantiere e gli impatti di cantiere equivalgono in media al 7%.
Questo significa che escludere alcune fasi dalla valutazione comporta una variazione nei risultati non prevedibile a priori e certamente non ininfluente. Tra gli impatti di cantiere si ricorda poi che, nel caso in oggetto, lo smaltimento delle terre di scavo ha causato notevoli impatti a causa delle ingenti quantità coinvolte. Infine, prendendo in considerazione la fase operativa, si può affermare che, nonostante l'impianto fotovoltaico produca l'energia elettrica sufficiente a coprire il fabbisogno per riscaldamento e parzialmente quello per la produzione dei acqua calda sanitaria, il confronto tra gli impatti di questa fase e quelli causati dalla precedente non riescono a bilanciarsi nemmeno al termine della vita utile.

I consumi di energia in uso dopo 100 anni ammontano a 69.200 GJ, equivalenti a 24 kWh/$m^2$a; le emissioni di GWP corrispondono a 4.500 t di $CO_2$ eq., ovvero 5,6 kg di $CO_2$ eq./$m^2$a.

I valori variano in relazione agli indicatori considerati: la fase pre-uso impatta meno sull'ODP (46%), ha più rilevanza in merito al consumo di energia da fonti fossili (54%) e raggiunge i valori massimi in termini di GWP (61%) e POCP (65%). La fase d'uso ha invece impatti molto elevati su ODP (41%) e inferiori in termini di consumo di energia (36%) e su GWP (30%). L'impatto ambientale più alto della fase di trasporto è sul POCP, con 6%, mentre le emissioni di gas ad effetto serra provocate dal cantiere salgono fino a 6%. I consumi di energia da fonti fossili complessivi dopo 100 anni di vita possono essere indicati in 193.200 GJ, equivalenti a 66,5 kWh/$m^2$a, normalizzati su 8.000 $m^2$ di superficie utile e non residenziale; le emissioni di gas serra ammontano invece a 15.200 t di $CO_2$ eq., che corrispondono a 19 kg di $CO_2$ eq./$m^2$a.

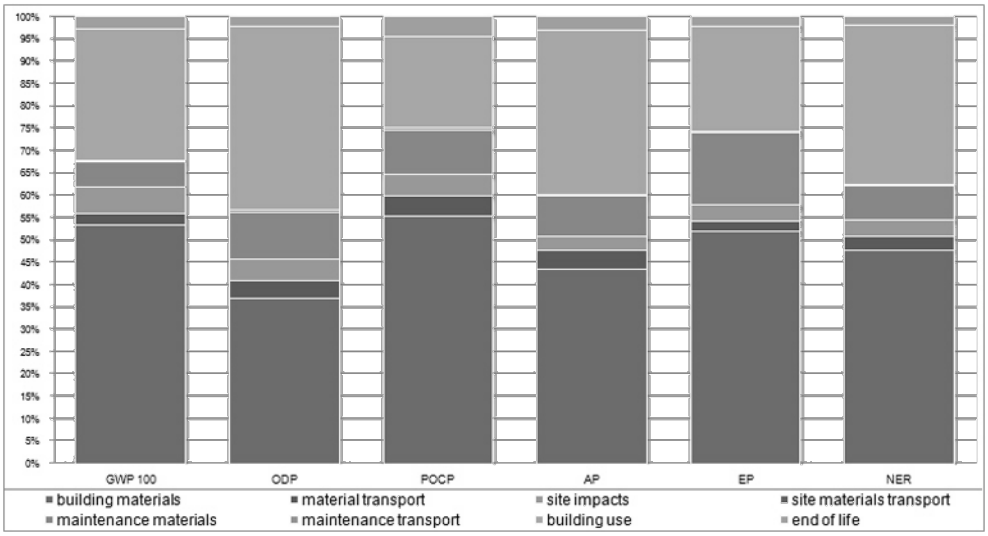



*Figura 1. Impatti intero ciclo di vita*

I risultati finali sono abbastanza difficili da comparare con quelli descritti da alcuni autori e reperibili in letteratura. Le motivazioni sono principalmente ascrivibili alle differenze tra il caso studio analizzato e gli altri edifici valutati e perchè molti autori considerano solo alcune fasi del ciclo di vita, talvolta assumendo informazioni da letteratura in merito agli impatti di produzione, trasporto o costruzione. Inoltre, poiché questo edificio è a energia quasi zero, l'impatto della fase d'uso è percentualmente molto ridotto rispetto a quanto riportato ad esempio da Cuellar o Gustavsoon, con una riduzione da 80-90% a solo 30-35% (Cuéllar-Franca, Azapagic, 2012, Gustavsson, Joelsson, 2010). In particolare, in questo caso sono stati inclusi solo i consumi energetici relativi all'edificio, in accordo con la norma EN 15978, escludendo invece i consumi legati agli usi domestici; al contrario, alcune ricerche inseriscono i consumi di elettricità delle utenze private tra i consumi generali dell'edificio. Da ultimo, la verifica puntuale dei percorsi compiuti dai materiali da costruzione ha consentito di calcolare gli impatti dei trasporti in modo più completo, ottenendo un peso finale di 7%, decisamente maggiore rispetto ad altri autori che collocano gli impatti per i trasporti tra 1% e 3% (Blengini, Di Carlo, 2010, Gustavsson, Joelsson, 2010, Junnila, 2004).

## 4. Conclusioni

In conclusione la verifica dell'efficacia ambientale degli edifici nearly-Zero Energy proposti dalla direttiva ha evidenziato aspetti critici che potrebbero portare risultati ambientali di lungo periodo inferiori alle aspettative. Le motivazioni principali del giudizio negativo possono essere sintetizzate in quatto temi principali descritti a seguire.

In primo luogo, porre l'attenzione esclusivamente sulla valutazione dei consumi energetici in fase d'uso comporta il progressivo e inesorabile spostamento degli impatti ambientali verso le altre fasi, con una prevalenza verso la produzione dei materiali da costruzione. L'eccessiva attenzione posta sul consumo energetico in uso e la contestuale mancanza di controllo sulle altre fasi del ciclo di vita comporta il quasi azzeramento del carico ambientale di questa fase ma non garantisce una riduzione nel bilancio complessivo. In particolare, a seconda delle scelte progettuali e costruttive, è possibile ottenere un miglioramento nel profilo ambientale dell'edificio riducendo gli impatti in fase di produzione o aumentando la vita utile delle componenti con una conseguente riduzione degli impatti di manutenzione. Nel caso studiato, gli impatti dovuti alla fase di pre-uso ammontano al 55%, a fronte del 31% della fase operativa.

In secondo luogo, porre l'attenzione sui consumi energetici significa prendere in considerazione solo gli ambienti riscaldati dell'edificio. Ogni edificio possiede però numerosi spazi accessori non riscaldati che generano impatti ambientali principalmente sulle fasi di produzione, costruzione e fine vita. Se la somma di tutte le superfici accessorie, ovvero non residenziali, a parcheggio e gli spazi di risulta non accessibili, è superiore alle superfici utili abitabili, il profilo ambientale della costruzione potrebbe esserne fortemente influenzato. Il caso studio analizzato presenta un piano interrato molto vasto determinato dalla scelta di inserire uno scambiatore termico orizzontale nella platea di fondazione, fatto che ha comportato il sovradimensionamento dell'ampiezza della platea e conseguentemente degli spazi interrati. Si annota che il 54% dei materiali trasportati al cantiere, considerato in termini di peso, è stato consumato per la realizzazione delle strutture interrate e dell'impalcato di copertura.

Un ulteriore aspetto da sottolineare è correlato alla ricerca dell'autosufficienza energetica degli edifici Zero Energy, che comporta un consistente incremento delle dotazioni impiantistiche dell'edificio finalizzate non solo alla produzione in sito ma anche alla gestione dell'energia e al controllo sempre più sofisticato delle condizioni ambientali indoor per ottimizzare i consumi. Le componenti impiantistiche associano un peso complessivamente limitato se comparato alle componenti edili ma sono prodotte a partire da materie prime che provocano maggiori impatti ambientali (metalli e materie plastiche) attraverso cicli industriali complessi e articolati. Inoltre, per la natura specifica del processo edilizio la valutazione delle componenti impiantistiche è più complessa della valutazione degli elementi edilizi e spesso viene trascurata. L'incremento della densità e della complessità impiantistica provoca l'incremento degli impatti ambientali non solo nelle fasi di produzione e costruzione ma aggrava anche il peso delle manutenzioni perché è assodato che questi elementi posseggono una durabilità inferiore alla vita utile dell'edificio. Inoltre i componenti impiantistici negli ultimi decenni sono stati oggetto di avanzamenti tecnologici più forti di quelli che hanno interessato i prodotti edili, sperimentando anche soluzioni innovative sulla cui efficacia nel tempo esistono poche certezze. Nel caso studio presentato la produzione dei materiali per gli impianti provoca in media il 14% degli impatti per la produzione di tutti i materiali da costruzione, a fronte di un'incidenza molto limitata in termini di peso.

In ultima analisi, il forte incremento delle performance in uso rende necessario un controllo costante del livello di efficienza di tutte le componenti e incrementa i probabili interventi di manutenzione che comportano anche oneri economici consistenti. Qualora gli utenti dell'edificio non siano in grado di sostenere economicamente tutti gli interventi di manutenzione necessari, la prestazione energetica dell'edificio potrebbe peggiorare nell'arco di pochi anni, portando lo ZEB allo status di edificio convenzionale e inficiando gli sforzi compiuti nella progettazione e nella costruzione delle soluzioni che mirano all'efficienza energetica. In merito a questo aspetto si sottolinea che l'acquisto delle componenti impiantistiche installate nel caso studio ha comportato il 32% dell'esborso iniziale e che nel ciclo di vita il peso economico delle manutenzioni può essere stimato nel 20% del costo totale. Al contrario, gli impatti ambientali dovuti alle manutenzioni sono limitati al 10% degli impatti sul ciclo di vita.

In sintesi, la risposta fornita dalla Direttiva 2010/31/EU all'esigenza di ridurre gli impatti ambientali a carico del settore della costruzioni risulta essere parziale poiché esclude dall'esame numerosi aspetti che al contrario influenzano notevolmente il profilo ambientale degli edifici e sui quali è fondamentale agire per migliorare le condizioni ambientali.

## 5. Bibliografia


Blengini, GA & Di Carlo, T 2010, "The changing role of life cycle phases, subsystems and materials in the LCA of low energy buildings", Energy and Buildings, no. 42, pp. 869-880.

CEN 2010, EN 15643-1:2010 Sustainability of construction works - Sustainability assessment of buildings - Part 1: General Framework.

CEN 2011, EN 15643-2:2010 Sustainability of construction works - Sustainability assessment of buildings - Part 2: Framework for the assessment of environmental performance.

CEN 2011, EN 15978:2011 Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method.

Cuéllar-Franca, RM & Azapagic, A 2012, "Environmental impacts of the UK residential sector: Life cycle assessment of houses", Building and Environment, no. 54, pp. 86-99.

Directive 2010/31/EU of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010, "On the energy performance of buildings".

Gustavsson, L & Joelsson, A 2010, "Life cycle primary energy analysis of residential buildings", Energy and Buildings, no. 42, pp. 2010-2020.

# Profilo ambientale della pietra serena di Firenzuola: processo produttivo e nuovi impieghi

Autori: Caterina Gargari, Elisabetta Palumbo, Maria Chiara Torricelli
Dipartimento di Architettura Università di Firenze
Email: mariachiara.torricelli@unifi.it

## Abstract

*Questo studio LCA sulla pietra serena di Firenzuola è stato condotto dal Gruppo LCA del Dipartimento di Architettura all'interno di ricerche promosse dai produttori e dalla Regione Toscana per l'innovazione. La finalità dello studio è quella di conoscere e fare conoscere la sostenibilità ambientale dei prodotti, in relazione a impieghi tradizionali e a nuovi impieghi, che si stanno affermando anche sul mercato internazionale. Lo studio fa riferimento alla norma UNI EN 15804, relativa a prodotti per le costruzioni. I risultati costituiscono un contributo conoscitivo in un settore nel quale i dati sono ancora carenti, disomogenei e dispersi per ambiti regionali diversi e per diverse categorie petrologiche, e per il quale il tema della sostenibilità ambientale, accanto a quello della conservazione dell'ambiente e del paesaggio, costituiscono priorità per uno sviluppo sostenibile.*

## 1. Introduzione

### *1.1 La pietra serena*

La pietra serena è materia delle città storiche dell'Italia centrale, ma è presente oggi in importanti opere e spazi urbani della contemporaneità in tutto il mondo (Bartolomei, Montanari, 2002) . La pietra serena è una arenite, denomina *sand-stone light grey (*UNI EN 12440) ad indicare la pietra serena di Firenzuola, di Ascoli e del Trasimeno. Nel comprensorio di Firenzuola si estraggono annualmente circa 120.000 tonnellate di pietra, da strati che, nella successione dal basso verso l'alto, sono denominati: Contessa, Masso Grosso e Filaretti. Gli strati più importanti sono il Masso Grosso e i Filaretti.

La incidenza del materiale utilizzabile come pietra rispetto al materiale estratto è pari al 22-20% (rispettivamente per Filare e Masso Grosso), mentre quella del materiale utilizzabile come inerti è pari a 56% nel caso del Filare e al 30% nel caso del Masso Grosso, la restante parte sia per il filare (22%) che per il Masso Grosso (50%) costituisce materiale di scarto, per lo più di natura marnosa argillosa, che resta sul posto per futuro ripristino della cava. Le unità di processo di estrazione hanno una capacità intorno a 5000 ton/anno di pietra utile.

Si tratta di un materiale ancora attuale e pregiato, utilizzato in interventi nuovi e nel restauro, in interni e in esterni, in opere di ornato e rivestimenti. Per la sua porosità è facilmente attaccabile da pioggia e gelo. I processi estrattivi e di lavorazione, progressivamente industrializzati dagli anni '60, potrebbero essere resi più sostenibili in particolare in rapporto a: riciclaggio dei materiali di scarto, trattamento dei fanghi, lavorazioni di finitura.

In questi ultimi anni il comprensorio di Firenzuola ha aumentato le sue esportazioni verso mercati extra europei (in pietra serena sono tutte le pavimentazioni degli Store Apple dal 2002) e uno dei punti di forza, oltre a quello estetico e storico, è rappresentato dalla possibilità di documentare (in particolare sul mercato USA) la sostenibilità ambientale.

### *1.2 Obiettivi dello studio*

Per tutte queste ragioni i produttori del comparto di Firenzuola hanno promosso nel periodo 2008-2009 una ricerca volta a documentare il profilo ambientale della pietra serena in termini di impatto e riduzione del consumo di risorse nel ciclo produttivo dei prodotti destinati alle diverse applicazioni, misurabili tramite indicatori quantitativi secondo metodologie riconosciute su base scientifica e tecnica. Il riferimento è stato quello della metodologia LCA. La finalità dello studio è stata in primo luogo conoscitiva e comunicativa, ma anche rivolta a capire quali fasi del processo produttivo erano le più impattanti e potevano essere migliorate, e quali tipologie di prodotti e relativi impieghi avevano interessanti punti di forza in tema di sostenibilità.

## 2. Studi e norme di riferimento

### *2.1 Studi e banche dati LCA sulle pietre naturali*

Da una ricognizione degli studi LCA sui prodotti edilizi lapidei risulta evidente la variabilità e disomogeneità dei dati disponibili, il che rende ancora oggi molto importante muoversi nell'ambito di studi che utilizzano dati primari. Gli studi più interessanti consultati sono in parte riportati in bibliografia. Si tratta di studi in diverse regioni, molti hanno limiti riguardo agli impatti contemplati, per lo più diverse sono le fasi del ciclo di vita considerate e in particolare importante è la inclusione o meno, nell'analisi, dei trasporti dalla produzione all'uso, con i diversi scenari di mercato ipotizzati. Alcuni studi su dati primari (Crishna et all., 2010, NSC, 2008) mettono a confronto diverse categorie petrologiche e documentano la diversità di impatto nelle fasi di produzione. Lo stesso è stato fatto a partire da banche dati, utilizzando generalmente dati secondari in analisi *cradle to gate*. Nel campo della pietra naturale, nel contesto statunitense, rilevante per qualità dei dati, in gran parte campionari primari, e per la restituzione dei risultati in formati diversi, secondo i possibili utilizzatori, è lo studio della University of Tennessee per il NSC (NSC 2013). LCA riferite a specifici prodotti in pietra naturale sono contenuti in banche dati di EPD ( INIES, IBU, Environdec).

### *2.2 Norme di riferimento*

Sono state assunte nel presente studio a riferimento le norme elaborate dal CEN TC350, ancora in fase di progetto al momento dello studio e, per i due riferimenti più importanti, oggi in forma definitiva: UNI EN 15643 -1:2010 e -2:2011 "Sustainability of construction works - Sustainability assessment of buildings - Part 1: General framework ; Part 2: Framework for the assessment of Environmental Perfomance"; UNI EN 15804:2012 "Sostenibilità nelle costruzioni. Dichiarazioni ambientali di prodotto. Regole chiave di sviluppo per categoria di prodotto". In particolare alcuni aspetti definiti nelle norme di settore hanno assunto particolare importanza: la definizione delle fasi del ciclo di vita; le ipotesi di scenario per la fase di uso; il riferimento alla Unità dichiarata e alla Unità funzionale, i confini del sistema, gli indicatori e la caratterizzazione.

## 3. Metodologia

### *3.1 Obiettivi dello studio LCA*

Il presente studio LCA è volto a definire il profilo delle prestazioni ambientali della pietra serena di Firenzuola, Filare e Masso Grosso, con riferimento alle fasi di produzione in lastre e relativa finitura, e il profilo delle prestazioni ambientali di sistemi di rivestimento in pietra serena di Firenzuola per pareti verticali e per pavimentazioni interne ed esterne.

Lo studio si configura pertanto come una LCA *cradle to gate with option* (cfr. UNI EN 15804), non contemplando tutte le fasi del ciclo di vita in relazione all'uso in un edificio.

### *3.2 Unità dichiarate e Unità funzionale*

La LCA *cradle to gate* è riferita a unità diverse a seconda dei moduli dei dati:

- Unità dichiarata: 1 tonnellata di pietra serena per i moduli relativi alle fasi di estrazione e lavorazione primaria comprensiva di segagione dei blocchi e taglio delle lastre grezze per spessori 2-3 cm e 5 cm
- Unità dichiarata: 1 $m^2$ di lastre in pietra serena di spessore 2-3 cm e 5 cm, per i moduli relativi alla fase di estrazione, di lavorazione primaria e lavorazione secondaria, quest'ultima relativa a finiture superficiali e perimetrali secondo il tipo di impiego (*LCA cradle to gate*)
- Unità funzionale: 1 $m^2$ di sistema di rivestimento per diversi tipi di impiego, di sistema di ancoraggio e posa, per i moduli relativi alla fase di produzione dei materiali del sistema e alla fase di uso, limitatamente a manutenzione e sostituzione di lastre, in un periodo di riferimento della vita utile (RSL) di 50 anni (*LCA cradle to gate with options*).

### *3.3 Catena produttiva studiata, confini del sistema e qualità dei dati*

Il processo produttivo è descritto nelle fasi e unità di processo riportate in Figura 1 , dove sono anche indicati i processi inclusi nell'analisi e i confini verso altri cicli produttivi: riciclaggio di scarti e trattamento dei fanghi.

La fase di estrazione) consiste nella preparazione dell'area di cava e nella estrazione vera e propria. Della fase di preparazione è stata considerata la fase di "scopertura", mentre non sono state considerate le opere di infrastrutturazione. La fase di scopertura prevede la rimozione del manto terroso e la frantumazione con esplosivo del materiale di copertura compatto, manto terroso e detriti marnosi argillosi sono accantonati per le operazioni di ripristino. Il materiale di scarto utilizzabile come inerti viene sottoposto a processi di produzione che non sono stati inclusi. Segue la fase di estrazione dei blocchi e trasporto in stabilimento. La fase di lavorazione è stata suddivisa in quattro unità di processo: segagione dei blocchi in lastre di dimensioni 2-3 cm o 5 cm, taglio a misura delle lastre, finitura perimetrale e lavorazioni superficiali e trattamenti superficiali, questi ultimi in funzione della destinazione di impiego. L'analisi ha riguardato i processi di lavorazione e non ha incluso i processi di riciclaggio di scarti di lavorazione e di fanghi e il confezionamento dei prodotti.

La LCA dei diversi tipi di sistemi di rivestimento, è riferita a una Unità funzionale (U.F.) di 1 $m^2$ per un periodo di vita utile di 50 anni, ciascuna U.F. è connotata da diverse prestazioni tecniche, lo studio comprende: la *LCA cradle to gate* delle lastre e dei materiali complementari di posa, sia per la prima installazione che le sostituzioni, la *LCA cradle to gate* dei trattamenti manutentivi. Per l'ampiezza di variazione del raggio di mercato della pietra serena, il trasporto al luogo di costruzione e i processi di cantiere non sono stati considerati. Parimenti per la difficoltà di definire oggi gli scenari futuri in contesti di mercato diversi, la LCA non comprende i trattamenti di fine vita.

La raccolta dei dati per l'analisi di inventario è stata effettuata nel 2009 con riferimento al periodo 2008-2009, tramite questionario su dati misurati dalle aziende. Per i moduli relativi alla estrazione e alla produzione sono stati usati dati generici per i processi *upstream*, e ugualmente per i moduli della fase di produzione dei materiali complementari (malte, ancoraggi, colle, trattamenti ecc). Per i dati generici si sono osservate le raccomandazioni CEN TR 15941.

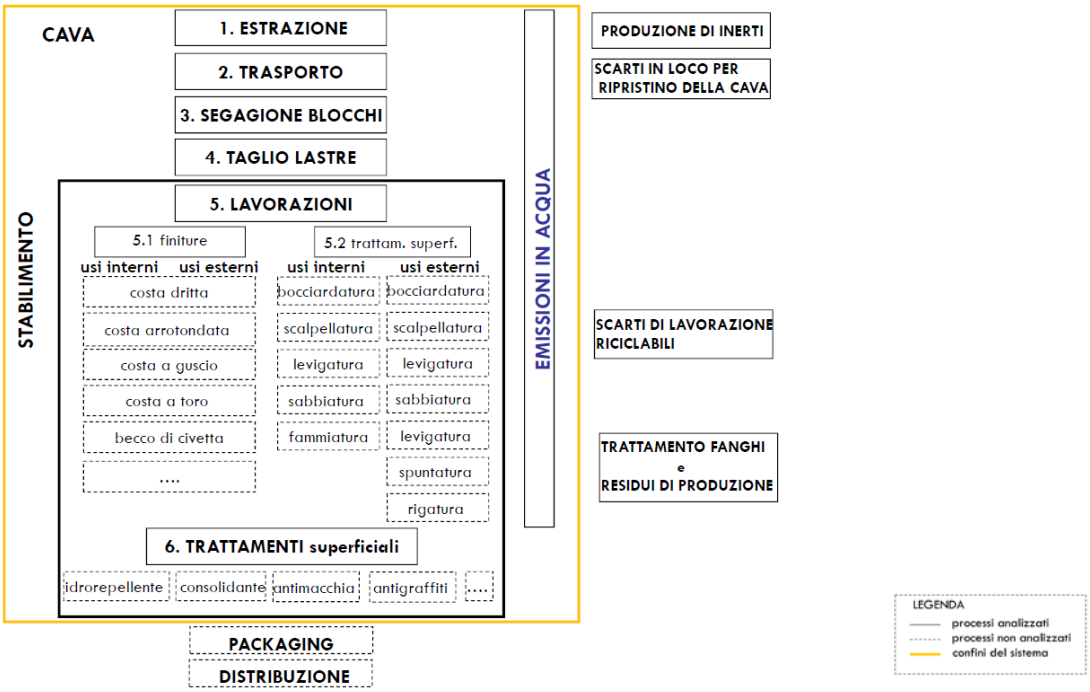



*Figura 1. Processi inclusi nella LCA*

### *3.4 Indicatori*

La valutazione di impatto è stata eseguita, conformemente a UNI EN 15804, per le seguenti categorie base:
Riscaldamento globale (GWP), Riduzione dell'ozono (ODP), Acidificazione per il suolo e l'acqua (AP), Eutrofizzazione (EP), Creazione di ozono fotochimico (POCP). Non è stata svolta per gli indicatori relativi alla Riduzione delle risorse abiotiche elementi e fossili (ADP-elements e ADP-fossil fuels), perché al momento dello svolgimento dello studio l'indicatore e i relativi criteri di caratterizzazione non erano definiti su base normativa e anche nella letteratura scientifica non sono concordi i modelli di caratterizzazione per singoli elementi "non rari" sulla superficie terrestre, come quelli presenti nelle arenarie, i calcari ecc. (Bengt, 2006, Guinée, 2002).
La UNI EN 15804, per i Fattori di Caratterizzazione (CF), fa riferimento allo ILCD JRC e al metodo CML. Ma i due metodi non sono attualmente concordi per quanto attiene gli indicatori AP, EP e ADP, per cui nel presente studio si sono utilizzati i metodi di caratterizzazione del CML 2002. Inoltre sono stati forniti i parametri relativi all'uso di energia primaria non rinnovabile (MJ), all'uso di acqua dolce (da 0,04 a 0,09 $m^3$ per $m^2$ di lastra in funzione dello spessore) e agli scarti di produzione sulla base del LCI.

## 4. Risultati

Tutti gli impatti sono stati attribuiti alla Unità di pietra serena utile, gli scarti prodotti in fase di estrazione, quelli riciclabili e quelli trattenuti in loco, e gli scarti di lavorazione sono stati considerati come flussi in uscita dal sistema analizzato, senza che ad essi sia stato associato un impatto ambientale, secondo le regole di inclusione delle PCR sui Lapidei (IEC 2009) e della UNI EN 15804 e pertanto i relativi processi di riciclaggio non sono inclusi e nessun impatto è allocato ad essi come coprodotti.

### *4.1 Gli impatti associati alla produzione di unità di prodotto*

Gli impatti associati alle emissioni inquinanti e l'uso di risorse nelle fasi di estrazione e produzione, sono riportati nella Tabella 1 per 1 ton di lastre tagliate grezze, nel grafico 1 per 1 $m^2$ di lastre finite e trattate, confrontando gli spessori 3 e 5 cm.

| Categoria di impatto | U.M. | Fase di estrazione | | Fase di lavorazione | Totale | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | filare | masso grosso | | filare | masso grosso |
| Acidification | kg SO2 eq | 0,019 | 0,023 | 0,033 | 0,052 | 0,057 |
| Eutrophication | kg PO4- eq | 0,005 | 0,0062 | 0,009 | 0,014 | 0,016 |
| Global warming (GWP100) | kg CO2 eq | 3,6 | 4,23 | 31,4 | 34,90 | 35,60 |
| Ozone layer depletion (ODP) | kg CFC-11 eq | 4,0E-06 | 4,0E-06 | 2,5E-05 | 2,9E-05 | 2,9E-05 |
| Photochemical oxidation | kg C2H4 | 1,10E-03 | 1,30E-03 | 1,50E-03 | 2,60E-03 | 2,79E-03 |
| Non renewable, fossil | MJ eq | 95,9 | 138,7 | 373,6 | 465,9 | 512,3 |
| Fresh Water | mc | 0 | 0 | 0,58 (a)<br>0,48 (b) | 0,58 (a)<br>0,48 (b) | 0,58 (a)<br>0,48 (b) |

*Tabella 1. Impatti e consumo di risorse per tonnelata di lastre di pietra serena (a) lastre spessore 2-3 cm, (b) lastre spessore 5 cm fasi dalla estrazione al taglio delle lastre grezze*

Si rileva come lo spessore influenzi tutti gli impatti, quando riferiti al $m^2$, per il diverso peso delle lastre, ma in particolare gli impatti legati alla fase di finitura e trattamento superficiale, che segue lavorazioni diverse per tipo di impiego. Le lavorazioni di finitura e trattamento su lastre per pavimentazione esterna carrabile (spessore 5 cm) comportano una notevole maggiorazione degli impatti e dei consumi, rispetto a tutte le altre tipologie di lastre. Per tutti gli spessori comunque la fase di estrazione ha impatti e consumi molto più bassi del complesso delle fasi di lavorazione.
Gli impatti più significativi (interpretati alla luce della normalizzazione dei dati condotta nella ricerca) si rilevano nelle categorie del GWP e della AP, attribuibili ai trasporti dalla cava allo stabilimento e ai consumi di energia elettrica nelle lavorazioni. In tutte le categorie di impatto e consumo finiture e trattamenti superficiali incidono fra 40 e 55% sul totale *cradle to gate* e in particolare in GWP, ODP e Non Renewable Fossil.

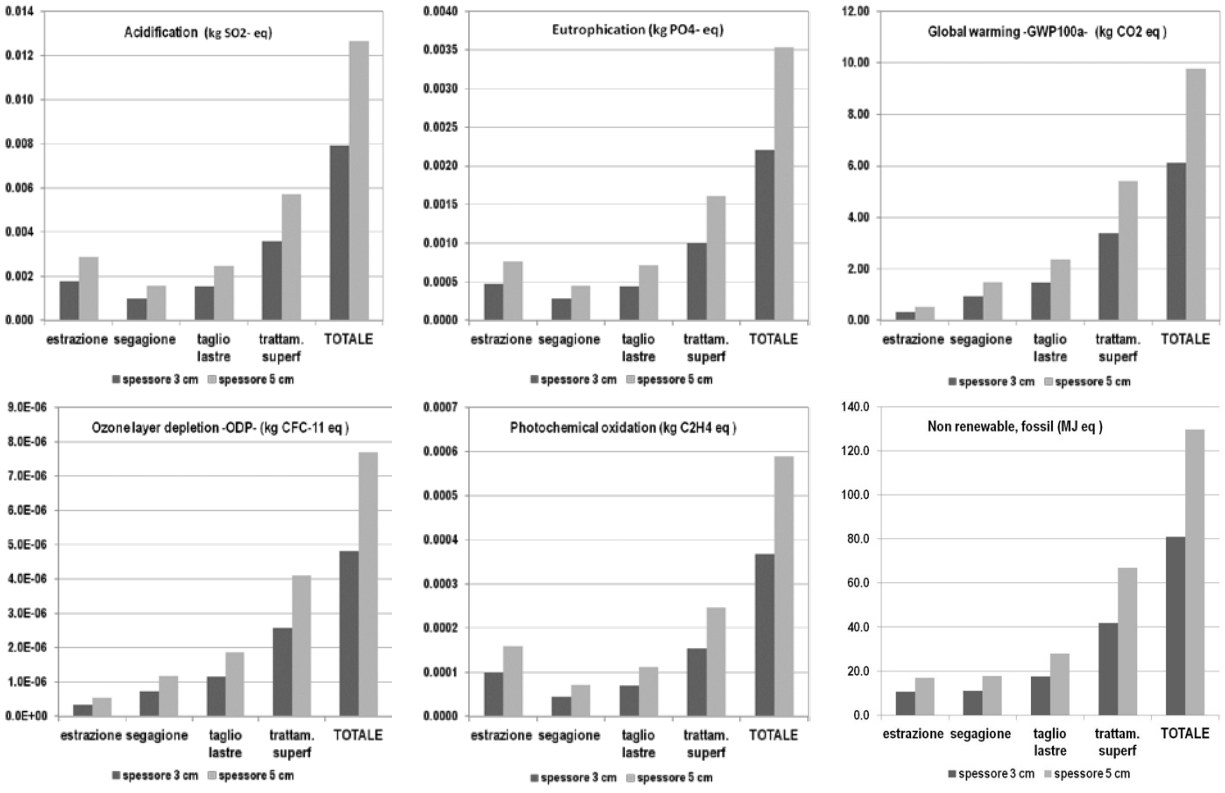



*Grafico 1. Impatti e consumo di risorse cradle to gate per 1 $m^2$ di lastre, spessori di 3 e 5 cm, con rifinitura e trattamento superficiale per esterni*

### *4.2 Gli impatti associati alla unità funzionale di sistema di rivestimento*

Sono state analizzate le seguenti Unità Funzionali: Rivestimento per parete interna posato a colla, Rivestimento per parete esterna con ancoraggio puntiforme a tasselli meccanici, Rivestimento per parete esterna su sottostruttura in acciaio, Pavimentazione per interni su adesivo, Pavimentazione per esterni ad uso pedonale, Pavimentazione per esterni ad uso carrabile. Le Unità Funzionali non sono fra loro comparabili, avendo diverse caratteristiche tecniche-prestazionali ed essendo destinate a diversi tipi di impiego. I dati dello studio possono invece essere utilizzati nella comparazione con U.F. equivalenti, realizzate con diverso tipo di rivestimento, tenuto conto della durabilità dei rivestimenti stessi. A tal fine sono state dichiarate per ogni U.F. le prestazioni meccaniche e di comportamento all'acqua e agli sbalzi termici delle lastre di pietra serena, identificate sulla base di prove di laboratorio.
Nella Figura 2, a titolo esemplificativo sullo studio condotto, è illustrata la unità funzionale di rivestimento ventilato per facciate esterne in lastre di pietra serena ancorate per punti, analizzata secondo confini e fasi come sopra indicati, con i risultati della LCA riportati nel grafico 2.

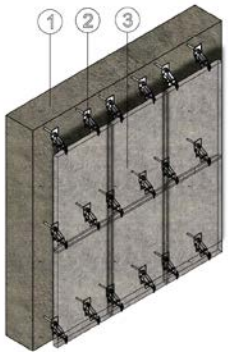



*Figura 2. Unità Funzionale di sistema di rivestimento per facciate su ancoraggio puntiforme*

Lo scenario manutentivo è stato ipotizzato in relazione a condizioni di esposizione e conseguenti ipotesi di degrado, sulla base di prove in laboratorio condotte nell'ambito della ricerca (ambiente urbano, marino, clima ecc.). Nel caso qui illustrato si sono ipotizzati, in ambiente urbano, trattamenti consolidanti per il 10% della superficie nei 50 anni, trattamenti protettivi su tutta la superficie a frequenza quinquennale, sostituzioni di lastre pari al 12% nei 50 anni.

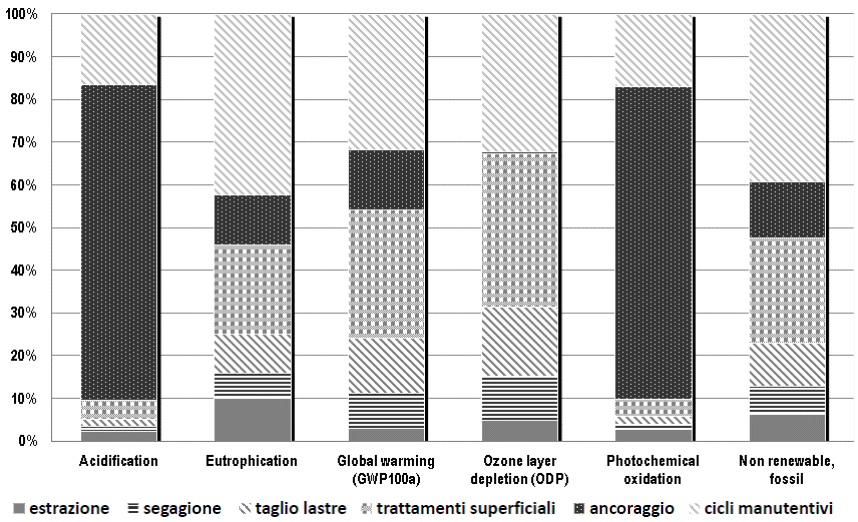



*Grafico 2. Incidenza percentuale per fasi, sulle categorie di impatto e i consumi, per unità funzionale di 1 $m^2$ di rivestimento in lastre ancorate per punti*

Nella LCA dei sistemi esaminati le operazioni di manutenzione, nel caso di impieghi in esterno, incidono dell'ordine del 40% (ambiente urbano) su Eutrofizzazione e Consumo di risorse energetiche non rinnovabili, mentre l'impatto dei sistemi di fissaggio o posa varia molto secondo i tipi, risultando quelli a colla e malta meno impattanti rispetto ai sistemi con sottostruttura metallica.

## 5. Conclusioni

Lo Studio LCA, volto a fornire dati conoscitivi, è stato condotto sulla base di dati primari e con riferimento alle fasi di competenza dei produttori di lastre in Pietra Serena di Firenzuola, elaborando dati riferiti ad Unità Dichiarate di prodotto e a Unità funzionali di sistemi prestazionalmente e tecnologicamente definiti. Dall'analisi dei risultati alcune fasi sono maggiormente impattanti, in particolare le lavorazioni di finitura e trattamento superficiale e i sistemi di movimentazione e trasporto. La incidenza della estrazione è bassa nel caso della pietra serena rispetto ad altri processi estrattivi di pietre naturali. Gli impatti più importanti si hanno, sia in estrazione che lavorazione, in GWP e in Acidificazione, categorie rilevanti in quasi tutti i processi di estrazione e lavorazione delle pietre naturali e anche nei processi per rivestimenti ceramici. Tuttavia è bene sottolineare che lo studio non ha riguardato alcuni indicatori di impatto importanti quali lo ADP elements e il Land Use, non ha tenuto conto delle fasi di infrastrutturazione delle cave e non è entrato in merito ai consumi connessi con il trasporto delle lastre dallo stabilimento ai cantieri, fase di rilevante importanza in una analisi LCA *cradle to grave* per sistemi che sempre più fanno riferimento a mercati globali. Lo studio ha invece tenuto conto dei processi manutentivi, evidenziando l'impatto di questi nel caso di impiego della pietra serena in esterni.

## 6. Bibliografia


Bartolomei, A., Montanari, F., (ed), 2002, Pietra Serena materia della città, ed. Aida, Firenze.

Bengt, A.,2006, Abiotic Resource Depletion Different perceptions of the problem with mineral deposits, International J. Life Cycle Assessment, Volume 11, Issue 1 Supplement, pp. 49-54.

Crishna, N., Goodsir, S., Banfill, P., Baker, K., 2010, Embodied Carbon in Natural Building Stone in Scotland, Historic Scotland, Project Number 122, Technical Paper 7.

EC, JRC, IES, 2011, ILCD Handbook , Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context based on existing environmental impact assessment models and factors.

Garzonio, C.A., Montanari, F., Torricelli, M.C., 2010, Pietra serena Qualità del prodotto e sostenibilità ambientale, Libria, Melfi.

Guinée, J. (ed), 2002, Handbook of Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards. Kluther Academic Publishers, Dordrecht.

IEC, 2009, EPD PCR Marble or other calcareous stone, granite, sandstone and monumental or bulding stone. UN CPC code 15120.

Mendoza, J.M. F., Solà, J.O.,Gabarrel, X. Josa, A., Rieradevall, J., 2012, Life Cycle assessment of granite applications in sidewalks, International J. Life Cycle Assessment, 17, pp.580-592.

NSC Natural Stone Council, 2008, Sandstone quarrying and processing - A Life Cycle Inventory, Report by the University of Tennessee, Center for Clean Products.

NSC Natural Stone Council, 2013, Sustainability Benchmark Survey: Results and Publications, available at http://isse.utk.edu/ccp/projects/naturalstone/results_pubs.html.

SERT, 2011, The Inventory of Carbon and Energy, versione 2.0, Sustainable Energy Research Team (SERT) University of Bath, UK.

Traverso, M., Rizzo, G., Finkbeiner, M., 2010, Environmental performance of building materials: life cycle assessment of a typical Sicilian marble, International J. Life Cycle Assessment, 15, 104-114.

# Sostenibilità ambientale di intonaci in terra cruda: analisi LCA “dalla culla al cancello”

Giovanni Dotelli[1], Paco Melià[2]*, Gianluca Ruggieri[3], Sergio Sabbadini[4]

[1] Politecnico di Milano, Dip. di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica “G.Natta”, p.zza L. da Vinci 32, 20133 Milano
[2] Politecnico di Milano, Dip. di Elettronica, Informazione e Bioingegneria, via Ponzio 34/5, 20133 Milano
[3]Università degli Studi dell’Insubria, Dip. di Scienze Teoriche e Applicate, via Dunant 3, 21100 Varese
[4]Disstudio & ANAB, Via Piolti de' Bianchi 48, 20129 Milano
*paco.melia@polimi.it

## Abstract

*L’utilizzo di materiali naturali in edilizia sta conoscendo un nuovo rinascimento negli ultimi anni, forse anche grazie alla percezione di una crescente scarsità di risorse naturali e di un uso eccessivo di tecnologie energivore. La scarsità di informazioni attendibili sull'impatto ambientale dei materiali naturali è alla base del presente lavoro, rivolto alla valutazione di due tipologie di intonaci (di sottofondo e di finitura) a base di terra cruda, prodotti da una azienda italiana (Matteo Brioni). La valutazione è stata effettuata mediante la metodologia LCA in una prospettiva “dalla culla al cancello”. Per completezza si è eseguito un confronto con materiali edili di uso corrente (malta di calce idraulica e malta di cemento).*

## 1. Introduzione

Chi si occupa di progettazione bioecologica a livello professionale ha come principali materiali di riferimento la terra cruda (Marcom, 2011; Minke, 2013) e il legno (Gutdeutsch, 1996; Villa et al., 2012). La prima perché materia virtualmente inesauribile del nostro pianeta, e in continua formazione grazie alla disgregazione delle rocce primarie. La seconda in quanto risorsa biologica rinnovabile negli ambienti che ne permettono la crescita. Entrambi i materiali hanno anche una forte valenza di salubrità ambientale e garantiscono un'ottima regolazione igrometrica degli ambienti confinati se trattati con prodotti traspiranti ed ecologici (Ashour et al., 2011).

Il panorama attuale dei prodotti e delle tecniche costruttive in terra cruda offre un largo ventaglio di prestazioni e quindi di possibilità d’impiego, dalle tecniche ad alta inerzia termica (terra battuta, blocchi compressi, mattoni pesanti) fino alle tecniche isolanti in terra alleggerita (terra-paglia, terra-legno).

Per la realizzazione di opere in crudo è possibile partire dalla terra di scavo del sito stesso, se le caratteristiche compositive del suolo ne permettono l’impiego in campo edile, È possibile anche utilizzare materie prime selezionate (terre in polvere, aggregati, fibre) da mescolare in cantiere secondo l’uso, ed è ora possibile recuperare anche molti prodotti pronti all’uso nazionali ed esteri (malte intonaci, mattoni, pannelli, pitture).

In ogni caso l'utilizzo della terra può garantire un bilancio (in termini di consumi energetici e di impatti ambientali) più virtuoso di prodotti edili di provenienza industriale, trasportati su grandi distanze e che richiedono grandi consumi di energia per la trasformazione (ad esempio per la cottura dei leganti correnti, come cementi e calci).

Quale materiale, oltre alla terra, può essere estratto direttamente dal cantiere ed essere trasformato e utilizzato direttamente in situ per edificare? In più la terra può oggi essere impiegata anche in ambito urbano, senza dover prelevare il materiale dallo scavo di cantiere, applicando prodotti pronti all’uso che non sempre richiedono maestranze specializzate e permettono anche l’applicazione meccanica (intonaci a spruzzo, frattazzature a macchina).

In questo caso aumentano ovviamente gli impatti dovuti alla produzione, al trasporto e alla posa meccanizzata, ma rimangono in ogni caso inferiori rispetto a quelli dei prodotti sottoposti a processi che necessitano di alte temperature di cottura o a radicali trasformazioni delle materie prime.

Nella smania di certificazione che caratterizza la nostra epoca (CEN, 2012), la terra, nella sua semplicità, diventa uno strumento utilissimo di "prova del nove" che, come una cartina di tornasole, consente di testare le metodologie di valutazione. Dietro ai processi virtuosi innescati dagli interventi normativi e dalla sensibilizzazione di progettisti e utenti a una progettazione attenta agli aspetti ambientali, si celano infatti anche dei rischi. Il raggiungimento di alte prestazioni energetiche negli edifici (come, ad esempio, nelle case passive), può portare all'impiego esasperato di prodotti isolanti non traspiranti, spesso di natura sintetica, a volte con rischi per la salubrità degli ambienti e che richiedono spesso la ventilazione meccanica forzata degli spazi.

Il nostro gruppo di ricerca (Melià et al., 2011) si prefigge l'obiettivo di studiare il ciclo di vita dei materiali naturali per l'edilizia, sia per fornire dati relativi a prodotti non ancora inseriti nelle banche dati correntemente utilizzate, sia per testare metodologie normate di calcolo e di parametrizzazione valide sia per prodotti industrializzati che per prodotti realizzati in cantiere.

## 2. Metodologia

L'analisi di ciclo di vita è condotta in accordo con la normativa corrente in materia di LCA (ISO, 2006a, b). La prospettiva dello studio è del tipo "dalla culla al cancello". I calcoli sono stati realizzati con l'ausilio del software SimaPro 7.3.3.

### 2.1 Obiettivo dello studio

Lo studio si propone di confrontare gli impatti ambientali di due intonaci in terra cruda e di due intonaci tradizionali. I prodotti in terra cruda sono un intonaco di sottofondo (TerraBase™) e uno di finitura (TerraVista™) entrambi a base di argilla, prodotti dall'azienda Matteo Brioni (www.matteobrioni.it), con sede in provincia di Mantova. I prodotti tradizionali sono rispettivamente un intonaco a base di malta di calce idraulica e uno a base di malta di cemento. Lo studio è prevalentemente rivolto a un pubblico di esperti, ma non esclusivamente.

### 2.2 Materiali

TerraBase™ (Brioni, 2009) è un prodotto per intonaco di fondo monostrato in terra cruda; è un premiscelato secco, pronto per essere impastato con acqua, costituito da materie prime naturali di provenienza nazionale: argilla, aggregati calcareo-silicei in curva granulometrica 0-3 mm e fibre vegetali. Il prodotto è commercializzato in sacchi in carta da 25 kg, disponibile in due colorazioni, ocra e sabbia. Nel presente studio si è analizzata la sola colorazione ocra.

TerraVista™ (Brioni, 2011) è un prodotto per intonaci di finitura in terra cruda, indicato per rivestimenti di superfici verticali ed orizzontali in ambienti interni; è un premiscelato secco, pronto per essere impastato con acqua. TerraVista™ è costituito da materie prime naturali di provenienza prevalentemente nazionale, ma non esclusivamente: argille, aggregati calcareo-silicei in curva granulometrica 0-0,3 mm e farine vegetali in misura inferiore all'1%. È' disponibile in numerose colorazioni, ottenute esclusivamente dal colore naturale delle differenti argille utilizzate senza l'aggiunta di pigmenti naturali né sintetici. In questo studio sono analizzate due sole colorazioni tra le molte disponibili:

giallo e ocra, rappresentative dell'effetto dei trasporti in quanto l'argilla necessaria ad impartire la colorazione gialla è di provenienza estera (Germania). Il prodotto è oggi commercializzato in sacchi in carta da 20 kg.

### 2.3 Unità funzionale

L'unità funzionale è 1 $m^2$ di parete da intonacare e il flusso di riferimento conseguente è la quantità di materiale secco necessario a realizzare l'intonaco. Per gli intonaci di finitura si sono scelti 3 mm di spessore e per gli intonaci di sottofondo 15 mm. Trattandosi di un ecoprofilo e avendo escluso la fase di uso, non è inclusa nello studio l'acqua necessaria a realizzare la malta. I flussi di riferimento per i diversi prodotti sono riportati in Tabella 1.

### 2.4 Confini del sistema e qualità dei dati

Per quanto riguarda gli intonaci in terra cruda, nei confini del sistema sono state considerate le seguenti unità di processo 1) produzione e trasporto delle materie prime e degli imballaggi; fabbisogno di acqua ed energia elettrica delle macchine di produzione e lavorazione; consumi di carburante da parte dei macchinari di escavazione e movimentazione.

I dati relativi alle distanze, composizione dei prodotti, consumi di energia elettrica e acqua e regimi di lavoro delle macchine sono stati forniti dall'azienda e sono da considerarsi di buona qualità. I dati relativi alla produzione delle materie prime e le stime dei consumi di combustibile dei macchinari di escavazione e movimentazione sono invece desunti dalla banca dati Ecoinvent 2.0 (dati secondari). Dalla medesima banca dati sono stati ricavati i dati necessari per lo studio delle malte tradizionali (Zannetti, Resi, 2010).

| Tipologia di intonaco | Materiale | Spessore [mm] | Flusso di riferimento [kg] |
|---|---|---|---|
| Sottofondo | TerraBase™ | 15 | 21,75 |
| Sottofondo | Malta di calce idraulica | 15 | 27,0 |
| Sottofondo | Malta di cemento | 15 | 30,0 |
| Finitura | TerraVista™ (ocra/giallo) | 3 | 3,6 |
| Finitura | Malta di calce idraulica | 3 | 5,4 |
| Finitura | Malta di cemento | 3 | 6,0 |

*Tabella 1. Flussi di riferimento dei prodotti relativi all'unità funzionale prescelta: 1 $m^2$ di parete da intonacare*

### 2.5 Indicatori di impatto

L'analisi degli impatti è stata compiuta utilizzando tre diversi indicatori midpoint: 1) Cumulative Energy Demand (CED, in MJ) per valutare l'energia totale incorporata; 2) GreenHouse Gas Protocol (GGP, in kg CO2eq) per valutare l'effetto delle emissioni climalteranti; 3) Ecological Footprint (EF, in ha×yr). È stato effettuato anche un confronto con un metodo endpoint, ReCiPe (H), che comprende 17 categorie di impatto.

## 3. Life Cycle Impact Assessment

### 3.1 Cumulative Energy Demand

I risultati di Figura 1 mostrano una bassa intensità energetica per il prodotto TerraBase, come era naturale attendersi, mentre mostrano risultati più sorprendenti nel confronto tra gli intonaci di sottofondo. Un'analisi attenta dei dati ha rivelato che l'origine dell'alto contenuto energetico deriva dai trasporti e dal materiale di imballaggio nel caso dei prodotti in terra. Il confronto risulta quindi meno significativo in quanto i prodotti tradizionali sono presi direttamente da banca dati ed è difficile stabilire con esattezza il conteggio dei trasporti.

### 3.2 Greenhouse Gas Protocol

Le emissioni di gas climateranti (Figura 2) mostrano impatti notevolmente inferiori per i prodotti in terra cruda, la cui produzione richiede poche e semplici operazioni che sostanzialmente si riducono a miscelazioni a freddo, contrariamente a quanto avviene nei prodotti tradizionali che subiscono un processo di cottura ad alta temperatura.

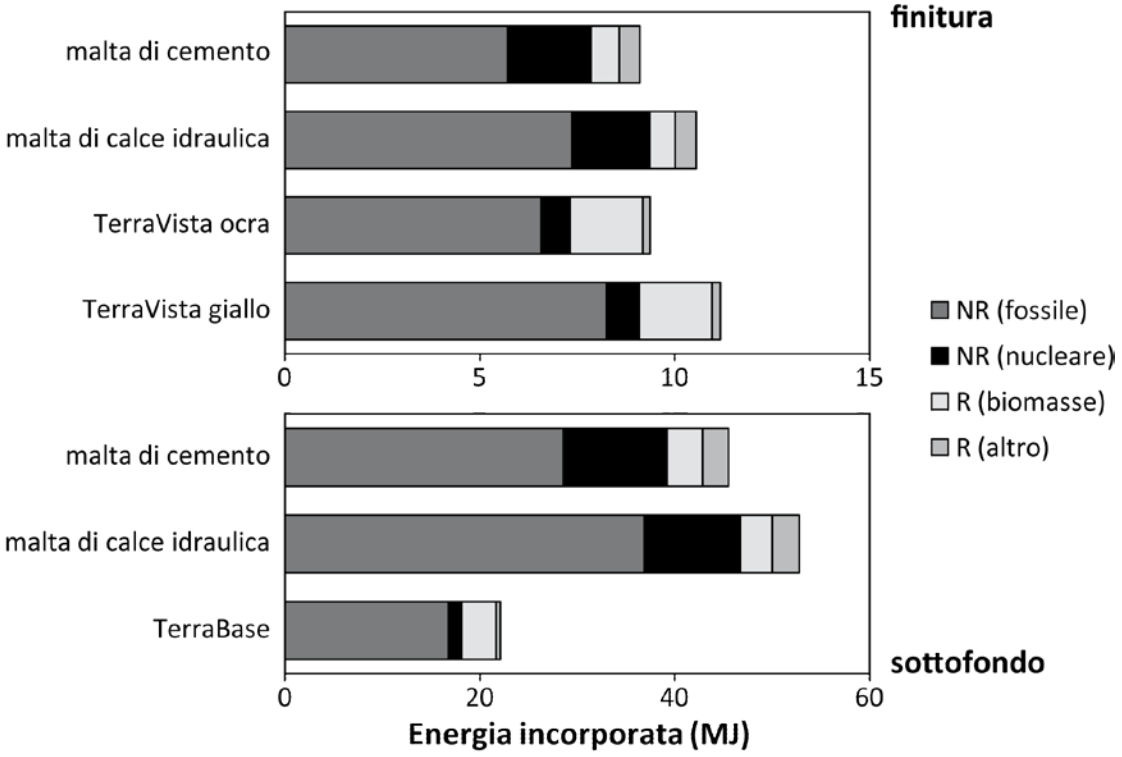



*Figura 1. Energia incorporata (CED, in MJ) nei diversi materiali di finitura e di sottofondo. NR: fonti non rinnovabili; R: fonti rinnovabili (altro: eolico, fotovoltaico, geotermico, idroelettrico)*

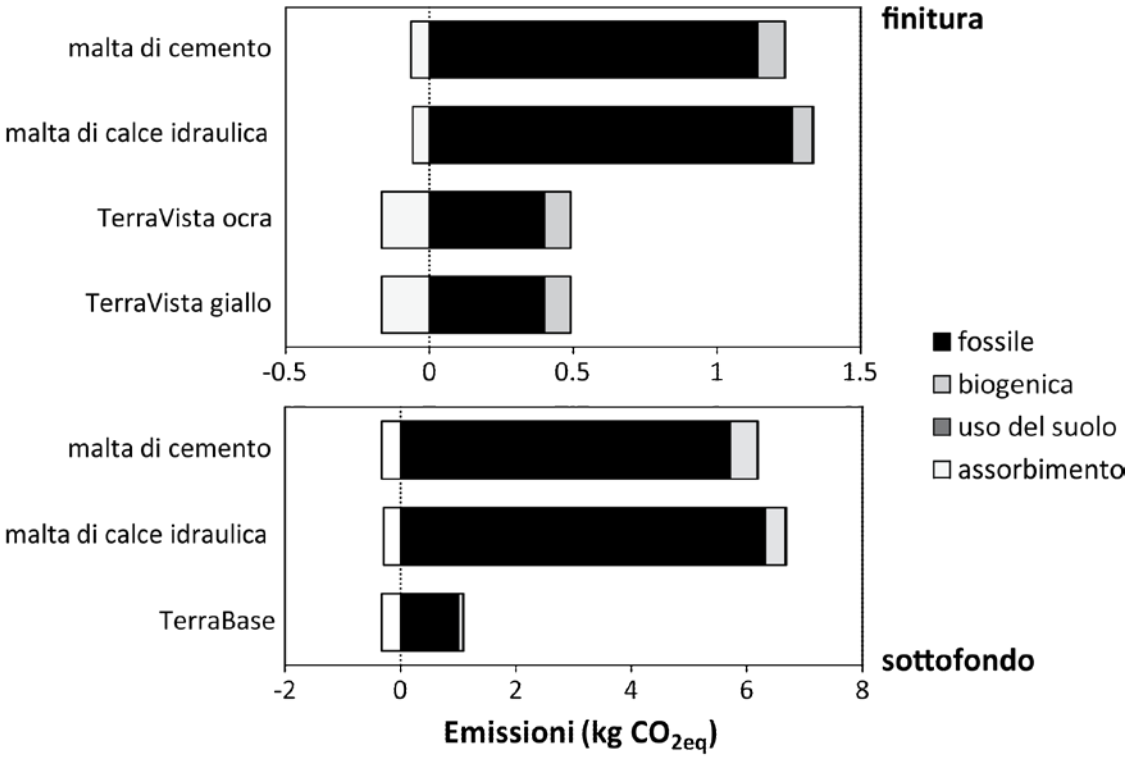



*Figura 2. Emissioni climalteranti (GGP, in kg$CO_{2eq}$) dei diversi materiali di finitura e di sottofondo*

### 3.3 Ecological Footprint

L'impronta ecologica (Figura 3) fornisce risultati in linea con quelli del GGP. Con entrambi gli indicatori si osserva che il guadagno ambientale è decisamente superiore con l'intonaco di sottofondo TerraBase™, che mediamente consente una riduzione di circa 2/3 degli impatti se paragonato alle malte tradizionali; invece, nel caso degli intonaci di finitura in terra la riduzione degli impatti è di circa il 50%.

### 3.4 ReCiPe

I risultati di Figura 4 confermano quanto già evidenziato dagli indicatori midpoint (GGP, EF, CED): una decisa superiorità dell'intonaco di sottofondo e una buona prestazione dell'intonaco di finitura ocra. Le lunghe distanze di approvvigionamento di uno dei componenti dell'intonaco giallo, invece, penalizzano fortemente il prodotto.

## 4. Conclusioni

L'analisi LCA "dalla culla al cancello" di tre materiali per intonaci in terra cruda di produzione nazionale, TerraBase™ e TerraVista™ in due colorazioni derivanti da argille di diversa provenienza (nazionale e tedesca), ha evidenziato una sostanziale superiorità ambientale rispetto ai prodotti tradizionali. Ha anche mostrato l'importanza del trasporto, che può avere un effetto molto più rilevante su questi materiali, potenzialmente a basso contenuto energetico, di quanto non ne abbia su un prodotto industriale. Pertanto, la politica del "chilometro zero" è ancor più rilevante in questi casi e rappresenta una motivazione in più per utilizzare materiali che già si trovano presso il cantiere.

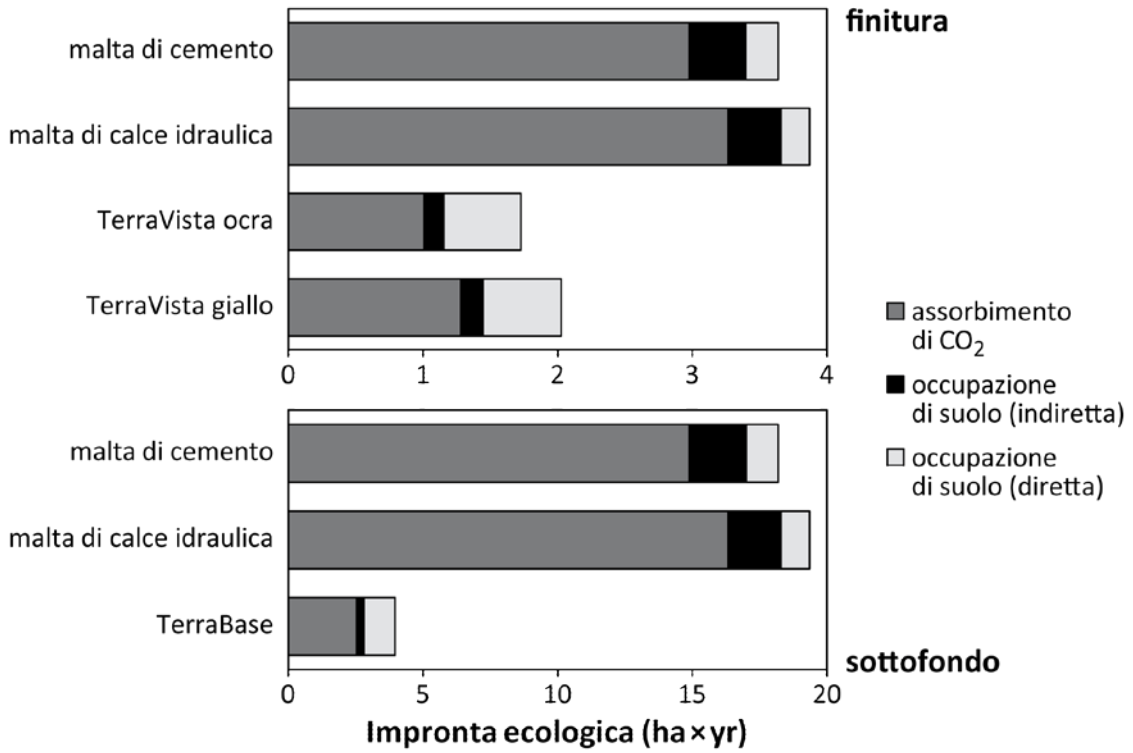



*Figura 3. Impronta ecologica (ha × yr ) dei diversi materiali di finitura e di sottofondo*

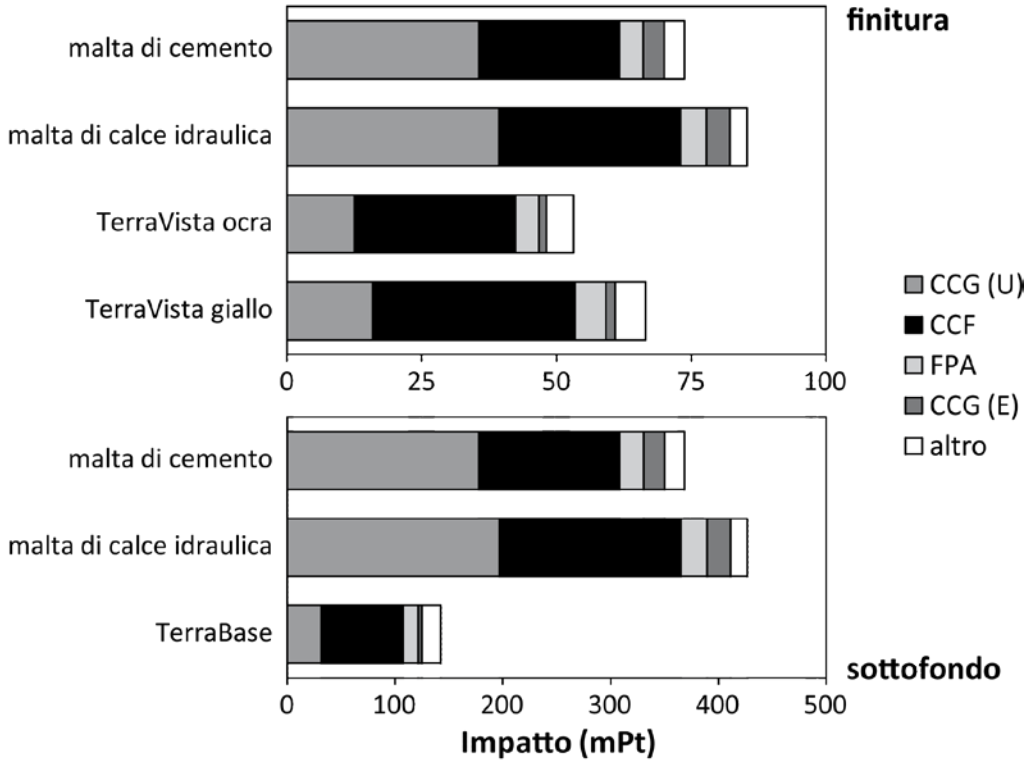



*Figura 4. Impatti ambientali (in millipunti ReCiPe) dei diversi materiali. CCG: cambiamenti climatici (U: impatti sulla salute umana, E: impatti sugli ecosistemi); CCF: consumo di combustibili fossili; FPA: formazione di particolato atmosferico; altro: altre categorie di impatto)*

# Bibliografia


Ashour, T, Georg, H & Wu, W 2011, 'An experimental investigation on equilibrium moisture content of earth plaster with natural reinforcement fibres for straw bale buildings', Applied Thermal Engineering, vol. 31, no. 2-3, pp. 293-303.

Brioni, M 2009, TerraBase - Intonaco di fondo InTerra™, viewed 6 April 2013, <http://www.matteobrioni.com/allegati/download/matteobrionisrl-folder-terrabase-intonacodifondointerra-edizione2009.pdf>.

Brioni, M 2011, TerraVista: Finiture Pregiate in Terra. QUANDO LA TERRA è COLORE, viewed 6 April 2013, <http://www.matteobrioni.com/allegati/download/matteobrionisrl-folder-terravista-finiturapregiatainterra-edizione2011.pdf>.

CEN 2012, UNI EN 15804: 2012 Sostenibilità delle costruzioni. Dichiarazioni ambientali di prodotto. Regole chiave di sviluppo per categoria di prodotto.

Gutdeutsch, G 1996, Building in wood: construction and details, Birkhäuser, Berlin.

ISO 2006a, EN ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO 2006b, EN ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

Marcom, A 2011, Construire en terre-paille, 1st edn, Terre Vivante, Mens.

Melià, P, Dotelli, G, Ruggieri, G & Sabbadini, S 2011, 'Il recupero edilizio nella prospettiva di ciclo di vita: il caso della ex filanda Gavazzi di Valmadrera', Il progetto sostenibile, vol. 30, pp. 56-61.

Minke, G 2013, Building with Earth. Design and Technology of a Sustainable Architecture, 1st edn, Birkhäuser, Berlin .

Villa, N, Pittau, F, De Angelis, E, Iannaccone, G, Dotelli, G & Zampori, L 2012, 'Wood products for the italian construction industry - An LCA-based sustainability evaluation', paper presented to World Conference on Timber Engineering 2012, WCTE 2012, Auckland, New Zealand, 15-19 July.

Zannetti, A & Resi, S 2010, 'Efficienza energetica e sostenibilità in edilizia - Scelta e caratterizzazione dei materiali per la riqualificazione di un edificio storico tramite LCA'. Master thesis, Politecnico di Milano, Milano.

# Analisi LCA di un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$

Martina Pini, Erika Iveth Cedillo González[1], Simona Marinelli, Paolo Neri, Cristina Siligardi[1], Anna Maria Ferrari

Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria, Via Amendola, 2 – 42100 Reggio Emilia
[1]Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari", Via Vignolese, 905/A – 41100 Modena
martina.pini@unimore.it

## Abstract

*Negli ultimi anni è aumentato l'impiego di nano$TiO_2$ grazie alle proprietà chimiche e fisiche che la caratterizzano, quali il forte potere ossidante, l'iperidrofilicità e le proprietà antibatteriche che la rendono particolarmente interessante per la preparazione di materiali nanocompositi con caratteristiche autopulenti, antiappannamento ed antibatteriche. Il vetro autopulente rappresenta una delle principali applicazioni in ambito edile/architettonico di materiali funzionalizzati con nano$TiO_2$. Quando il vetro viene colpito da raggi UV, la nano$TiO_2$ viene attivata generando, grazie al fenomeno della fotocatalisi, la riduzione della maggior parte dei contaminanti presenti nell'aria e/o depositati sulla superficie del materiale. Il presente studio riguarda l'ecodesign, eseguito attraverso la metodologia LCA (Life Cycle Assessment), della realizzazione su scala industriale di un vetro float autopulente partendo da dati di laboratorio*.

## 1. Introduzione

Il biossido di titanio è uno dei più importanti e comuni fotocatalizzatori grazie alla sua eccezionale efficienza anche sotto debole irraggiamento solare, compatibilità con diverse tipologie di materiali e buona stabilità. In questi ultimi anni, la titania nanometrica ha attirato considerevole attenzione per il suo potenziale impiego in prodotti come cosmetici, vernici, tessuti, ceramica, fotocalizzatore per la depurazione dell'ambiente, supporto catalitico e materiale dielettrico. Nel settore edile, il biossido di titanio tradizionalmente utilizzato come pigmento bianco, attualmente viene impiegato per funzionalizzare materiali da costruzione (vetri, polimeri, smalti, resine, metalli e ceramiche) in modo da sfruttare le sue proprietà fotacatalitiche per ridurre la concentrazione di inquinanti come $NO_x$ e VOCs.

Un'altra importante caratteristica del biossido di titanio è la superidrofilicità che si manifesta quando questa viene esposta ai raggi UV. Tale proprietà permette di eliminare, grazie all'acqua piovana, la sporcizia generata dai gas di scarico dei veicoli e dai microrganismi che vanno a depositarsi sulla superficie dell'edificio. Il processo sol-gel è il più frequente processo di sintesi utilizzato per la produzione di nanoparticelle di $TiO_2$, grazie al suo basso costo di preparazione, alla semplicità e alla capacità di produrre film sottili e uniformi anche su ampie superfici. Le sospensioni acquose di nano$TiO_2$ ottenute con tale processo possono essere applicate direttamente su superfici come vetri, specchi, ceramiche, ecc o essere aggiunte a un mezzo liquido come vernici, resine, vetri, ecc e successivamente spruzzate su substrati.

Esistono diversi metodi di applicazione di nanocoating su superfici vetrose e tra questi i principali sono: *vacuum arc deposition* (Straumal, 2000), *reactive dc-sputtering* (Tölke, 2010), *alkaline hydrothermal method* (Xia, 2011), *hydrothermal method* (Dutta, 2011), *chemical solution method* (Eskandari, 2011), *successive-ionic-layer-adsorption and-reaction (SILAR) method* (Park, 2010) *ecc.* In questo lavoro, è stato considerato un metodo di applicazione messo a punto dal laboratorio dei materiali del Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari". Il metodo consiste nel generare una rugosità superficiale del substrato vetroso mediante attacco con acido acetico glaciale e successiva immersione tramite dip-coating del vetro nella sospensione di nano$TiO_2$ in modo da generare un film con adesione potenziata al substrato.

Attraverso i dati di laboratorio forniti, mediante la metodologia LCA, è stato effettuato l'ecodesign del processo di applicazione del nanocoating su scala industriale.

## 2. Ecodesign del processo di applicazione del nanocoating su scala industriale

Il presente studio nasce dal lavoro svolto all'interno del progetto di ricerca ARACNE (ARACNE, 2013), il cui obiettivo principale è quello di studiare, in ottica di ecoprogettazione, materiali da costruzione (vetro piano, resine, smalti e metalli) e soluzioni applicative aventi proprietà tecnologiche superiori a quelle attuali, ottenute rispettando i vincoli della sostenibilità ambientale.
Il presente lavoro è stato svolto partendo da dati di laboratorio, i quali attraverso i principi dell'ecodesign sono stati utilizzati per progettare l'industrializzazione del processo di funzionalizzazione del vetro piano con nano$TiO_2$. L'obiettivo è quello di individuare la soluzione meno impattante dal punto di vista ambientale e più cautelativa per la salute umana. Nel corso dell'ecoprogettazione è stato necessario fare riferimento a dati di letteratura e ricavati dai database inclusi nel software di calcolo SimaPro 7.3.3 per ottenere informazioni su impianti, strumentazioni, movimentazione interna, operazioni di manutenzione ordinaria ecc. Per quanto riguarda le fasi di installazione, uso e fine vita del vetro funzionalizzato con nano$TiO_2$ è stato necessario considerare dispositivi di protezione individuale (DPI) per salvaguardare la salute del lavoratore durante la manipolazione e trattamento di fine vita del vetro funzionalizzato.

## 3. Life cycle assessement di un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$

In Figura 1 è riportato il diagramma di flusso del ciclo di vita del vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$, che consiste principalmente nelle seguenti fasi: 1) produzione, 2) installazione, 3) uso e 4) fine vita.

La fase di produzione è a sua volta suddivisa in taglio, lappatura, lavaggio a ultrasuoni, attacco acido e dip-coating del vetro nella sospensione di nano$TiO_2$.

Nel presente lavoro è stata considerata l'installazione del vetro autopulente in edifici ad uso privato. Poiché ad oggi non è ancora conosciuta la potenziale tossicità sulla salute umana del biossido di titanio in forma nanometrica, si è reso necessario adottare un comportamento cautelativo e sicuro in tutte quelle fasi del ciclo di vita in cui il lavoratore è a rischio di contatto e/o inalazione di nanoparticelle.

Nella fase d'uso sono stati considerati i benefici prodotti dalla titania fotocatalilitica e in particolare, la riduzione della concentrazione di $NO_x$ e di VOC, nonché delle operazioni di manutenzione. È stata considerata una durata degli effetti del nanocoating di dieci anni. Inoltre, in ottica di ecodesign e di salvaguardia della salute umana è stata considerata l'inertizzazione del vetro funzionalizzato con nano$TiO_2$ come scenario di fine vita.

Nella fase di valutazione del danno ambientale (LCIA) è stato inserito un nuovo fattore di caratterizzazione per valutare la potenziale tossicità di emissioni di nano$TiO_2$ in aria e inalate dal lavoratore durante le fasi di applicazione, installazione, uso e fine vita.

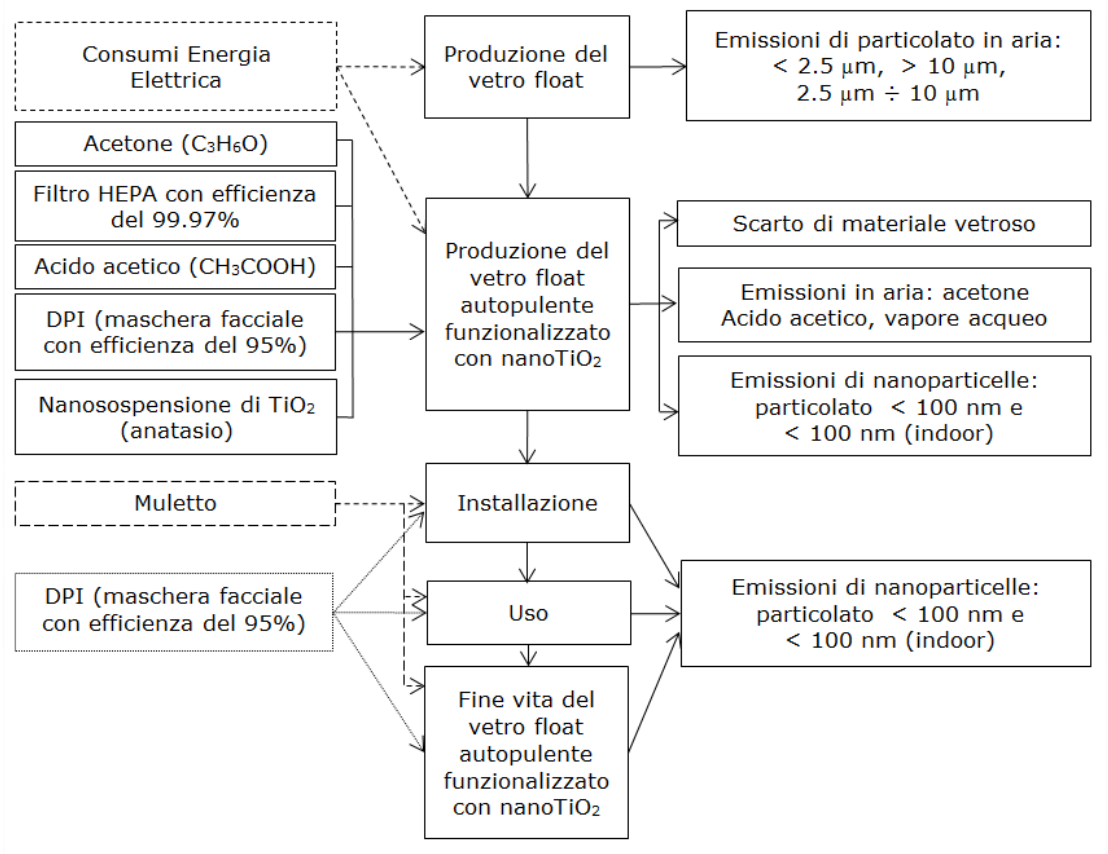

Consumi Energia Elettrica
Produzione del vetro float
Emissioni di particolato in aria: < 2.5 μm, > 10 μm, 2.5 μm ÷ 10 μm
Acetone ($C_3H_6O$)
Filtro HEPA con efficienza del 99.97%
Acido acetico ($CH_3COOH$)
DPI (maschera facciale con efficienza del 95%)
Nanosospensione di $TiO_2$ (anatasio)
Produzione del vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$
Scarto di materiale vetroso
Emissioni in aria: acetone Acido acetico, vapore acqueo
Emissioni di nanoparticelle: particolato < 100 nm e < 100 nm (indoor)
Muletto
Installazione
DPI (maschera facciale con efficienza del 95%)
Uso
Emissioni di nanoparticelle: particolato < 100 nm e < 100 nm (indoor)
Fine vita del vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$

*Figura 1. Flow chart del ciclo di vita di un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$*

### *3.1 Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione*

L'obiettivo dello studio è la valutazione dell'impatto ambientale dell'intero ciclo di vita un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$, la cui fase di produzione è stata sviluppata secondo i principi dell'ecodesign. L'unità funzionale è 1 $m^2$ di un singolo vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$ avente dimensione 1500 mm x 500 mm x 4 mm. I confini del sistema coprono l'intero ciclo di vita del prodotto studiato secondo l'approccio "dalla culla alla tomba" andando dalla fase di approvigionamento delle materia prime impiegate nella fase di produzione alla fase di fine vita del vetro stesso. All'interno di tali confini sono state considerati l'utilizzo di impianti e macchinari, e quindi il consumo di energia necessaria per il loro funzionamento. Nello studio sono state considerate tutte le tipologie di emissioni e di scarti di processo generati durante le diverse fasi del ciclo di vita del vetro. Di seguito si riportano le assunzioni fatte nel presente studio:

- il trasporto dal fornitore di macchinari, strumenti e apparecchiature alla ditta in cui vengono installati è stato considerato di 100 km, in conformità con quanto richiesto dalla dichiarazione ambientale di prodotto (EPD, 2008);
- per l'energia elettrica è stato usato il processo di produzione del mix italiano creato da Ecoinvent (Ecoinvent, 2010).

Ad oggi non esiste una normativa che regolamenti l'impiego di nanoparticelle e l'uso e la gestione del trattamento di fine vita di nanomateriali. In questo studio basandosi sui principi dell'ecodesign sono state effettuate scelte startegiche per la riduzione del rischio determinato dalle nanoparticelle sulla salute umana. Di seguito si riportano le più significative:

- utilizzo, durante le fasi di taglio, attacco acido e applicazione della nano$TiO_2$, di impianti di aspirazione con filtri HEPA (High-Efficiency Particulate Air) ad elevata efficienza, in particolare pari al 99.97%;
- utilizzo, durante le fasi di taglio, attacco acido, applicazione della nano$TiO_2$, installazione e fine vita del vetro funzionalizzato, di DPI (dispositivi di protezione individuale) con una elevata efficienza della mascherina, in particolare pari al 95%;
- impianto di applicazione della nano$TiO_2$: progettato con una cabina chiusa in modo da limitare la fuoriuscita di nanoparticelle;
- inertizzazione del vetro funzionalizzato come scenario di fine vita.

### *3.2 Metodologia di valutazione dell'impatto ambientale*

L'analisi è stata condotta utilizzando come strumento operativo il codice di calcolo SimaPro 7.3.3 sviluppato dalla Prè (Product Ecology Consultants, NL) e facendo la valutazione dell'impatto ambientale con il metodo Impact 2002+ modificato (Jolliet, 2003). Sono state introdotte le seguenti modifiche al metodo:

- nella categoria **Mineral Extraction** sono state introdotte le seguenti risorse: *Silver, in ground, Silver, 0,001%, in crude ore, in ground, Lithium, in ground, Gravel, in ground, Sand, in ground*, *Bromine, in ground* e diverse tipologie di acque di falda presenti nella categoria d'impatto Minerals del metodo Eco-Indicator99. Sono stati assunti gli stessi fattori di caratterizzazione utilizzati in Eco-Indicator99.
- nella categoria **Land occupation** sono state aggiunte le voci di *Transformation from* e *Transformation to* dei terreni corrispondenti alle relative voci di *Occupation,* già contemplate dal metodo, così come è riportato nel modello EPS 2000 (Steen, 2000).
- è stata aggiunta la categoria d'impatto **Radioactive waste** che fa riferimento alle diverse tipologie di scorie radioattive e volume occupato da queste. Sono stati assunti come fattori di caratterizzazione e normalizzazione gli stessi utilizzati da EDIP 2003 (José, 2003).
- sono state aggiunte le emissioni in aria di nanoparticelle e quelle inalate dal lavoratore o dalla persona che deve manipolare il vetro funzionalizzato. In particolare l'emissione *Particulates, < 100 nm* è stata aggiunta alla categoria di impatto **Carcinogens** con un fattore di caratterizzazione precedentemente calcolato (Pini, 2012). Inoltre, l'emissione *Particulates, < 100 nm* (indoor) è stata introdotta in una nuova categoria d'impatto **Carcinogens indoor** con un nuovo fattore di caratterizzazione.

### *3.3 Analisi di inventario*

Come precedentemente menzionato durante la fase di ecoprogettazione del processo di applicazione del nanocoating di $TiO_2$ su vetro float si è fatto riferimento a dati di laboratorio implementati poi su scala industraile. È stato necessario fare riferimento a dati di letteratura e ricavati dai database inclusi nel software di calcolo, sia per gli impianti, le strumentazioni, la movimentazione interna, le operazioni di manutenzione ordinaria che per tutti i dati riguardanti la fase di installazione, uso e fine vita del vetro funzionalizzato con nano$TiO_2$.
La Tabella 1 riporta una selezione dei dati più significativi utilizzati nell'analisi d'inventario (Life cycle Inventory).

| Categoria | Componenti | Quantità | Unità |
|---|---|---|---|
| Energia | Consumi energia elettrica | 183,34 | kWh |
| Materiali | Vetro float | 7431,21 | g |
| | Film protettivo (imballaggio) | 14,4 | g |
| | Acqua di lavaggio | 39,58 | l |
| | Acetone | 197500 | g |
| | Acido acetico | 3,28 | kg |
| | Acqua deionizzata | 1,79 | kg |
| | Sospensione di nano$TiO_2$ | 4,38 | g |
| Emissioni in aria | Particolato < 2.5 μm | 10,7 | g |
| | Particolato > 10 μm | 19,59 | g |
| | Particolato > 2.5 μm and < 10 μm | 4,865 | g |
| | Acido acetico | 54,05 | g |
| | Acetone | 2,48 E-3 | g |
| | Particolato, < 100 nm | 5,07 | g |
| | Particolato, < 100 nm (indoor) | 558,87 | μg |
| | $NO_x$ | -87,82 | g |
| | Acido nitrico | 184,42 | g |
| | VOC | -2,19 | kg |
| | $CO_2$ | 29,42 | kg |
| Trasporti | Trasporto su strada | 64117,22 | kgkm |
| Trattamento di fine vita | Fine vita (discarica per rifiuti speciali) di nano$TiO_2$ captate dal filtro | 30,12E-2 | g |
| | Scarti di acetone captati dal filtro | 378,6 | $cm^3$ |
| | Scarti di acido acetico captati dal filtro | 3,25 | kg |
| | Trattamento dell'acqua di lavaggio per le operazioni di pulizia e manutenzione | 39,58 | l |
| | Fine vita degli scarti di materiale vetroso | 6029,84 | g |
| | Fine vita (discarica per rifiuti speciali) delle polveri di particolato < 2,5 μm e > 10 μm captate dal filtro | 936,16 | g |

*Tabella 1. Invetario di 1 $m^2$ di un vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$*

## 4. Valutazione di impatto ambientale e osservazioni conclusive

Dall'analisi dei risultati emerge che il danno totale generato da 1 $m^2$ di vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$ avente dimensioni di 1500 mm x 500 mm x 4 mm vale 0.01473 Pt.
La Figura 2 evidenzia che le fasi del ciclo di vita con il maggior carico ambientale sono la produzione (111%) e il fine vita (10.55%).
I risultati del damage assessment dimostrano che il danno in *Human Health* è determinato dalle emissioni inorganiche (101.64%) dovute per il 30.42% a $NO_x$ in aria e per il 30.13% al particolato < 2.5 μm rilasciate rispettivamente durante la produzione e la lappatura del vetro float.
In *Ecosystem Quality* il danno è dovuto principalmente agli effetti dell'ecotossicità terrestre (52.87%) e, in particolare, determinato per il 19.6% dall'occupazione intensiva del suolo (dovuta al trattamento di fine vita del vetro funzionalizzato), per il 14.7% d'alluminio in aria e per il 13.51% d'alluminio nel suolo (entrambi dovuti alla fase di attacco acido del vetro nella fase di produzione).
Il danno in *Climate Change* è generato da 39.22 kg di $CO_{2(eq)}$, emissioni principalmente rilasciate durante la fase di produzione, in particolare durante la fase di lappatura.

.

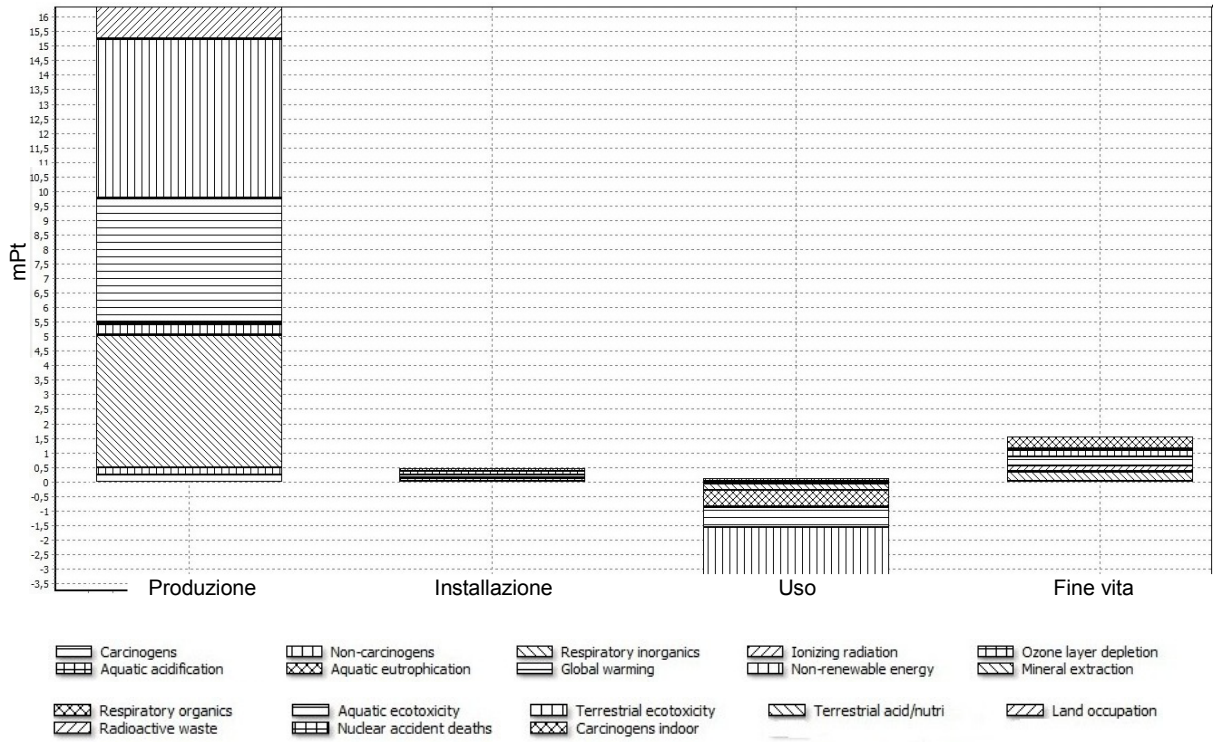



*Figura 2. La valutazione per single score di di 1m$^2$ di vetro float autopulente funzionalizzato con nanoTiO$_2$*

In *Radioactive waste* il danno è determinato per il 65.25% dal volume occupato dal deposito finale per scorie a basso tenore di radioattività e per il 34.75% dal volume occupato dal deposito finale per scorie radioattive, entrambe dovute all'energia elettrica consumata nella fase di produzione, in quanto si deve considerare che l'87% (Wikipedia, 2013) dell'energia elettrica che l'Italia importa dalla Francia viene prodotta con centrali nucleari. Infine, nella categoria d'impatto *Carcinogens indoor* il danno è generato dalle emissioni di nanoparticelle inalate dal lavoratore rilasciate durante il trattamento di fine vita del vetro funzionalizzato.

Come evidenziato in Figura 2 e Tabella 2, la fase d'uso riporta valori positivi. Infatti, in tale fase del ciclo di vita sono stati considerati i benefici generati dal nanocoating di $TiO_2$, in particolare la riduzione della concentrazione di NOx e VOC e del fattore solare (quindi la diminuizione del calore entrante nell'edificio durante la stagione estiva), una volta che il vetro funzionalizzato viene installato nell'edificio. Secondo i principi dell'ecodesign le soluzioni produttive adottate durante lo studio sono state effettuate in modo da minimizzare i carichi ambientali e salvaguardare la salute del lavoratore.

È in corso un'analisi comparativa del processo adottando differenti tecniche di deposizione del nanocoating sul substrato vetroso per cercare di diminuire il carico ambientale determinato dalla fase di produzione

| Impact category | Unit | Total | Produzione | Installazione | Uso | Fine vita |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Carcinogens | DALY | 1,37E-06 | 1,78E-06 | 2,51E-08 | -5E-07 | 5,52E-08 |
| Non-carcinogens | DALY | 1,82E-06 | 1,72E-06 | 4,35E-08 | -5E-08 | 1,19E-07 |
| Respiratory inorganics | DALY | 3,37E-05 | 3,22E-05 | 7,79E-07 | -1E-06 | 2,17E-06 |
| Ionizing radiation | DALY | 1,86E-07 | 1,72E-07 | 3,73E-09 | -3E-09 | 1,33E-08 |
| Ozone layer depletion | DALY | 5,73E-09 | 8E-09 | 1,51E-10 | -3E-09 | 2,57E-10 |
| Respiratory organics | DALY | -3,93E-06 | 4,5E-08 | 9,45E-10 | -4E-06 | 5,31E-09 |
| Aquatic ecotoxicity | PDF*m2*yr | 0,29 | 0,27 | 0,38E-2 | 1,17E-3 | 9,99E-3 |
| Terrestrial ecotoxicity | PDF*m2*yr | 4,94 | 4,64 | 0,24 | -0,47 | 0,53 |
| Terrestrial acidification/ nutrification | PDF*m2*yr | 0,85 | 0,81 | 2,71E-2 | -0,06 | 0,07 |
| Land occupation | PDF*m2*yr | 3,27 | 0,58 | 0,015 | 0,24 | 2,45 |
| Global warming | kg CO2 eq | 39,22 | 42,11 | 1 | -6,84 | 2,94 |
| Non-renewable energy | MJ primary | 556,97 | 829,55 | 16,81 | -322,37 | 33 |
| Mineral extraction | MJ primary | 2,93 | 2,85 | 0,035 | -0,035 | 0,081 |
| Radioactive waste | kg | 11,47E-4 | 11E-4 | 2,18E-05 | -6E-05 | 8,13E-05 |
| Carcinogens indoor | DALY | 4,14E-06 | 2,47E-11 | 4,88E-07 | 8,1E-07 | 2,85E-06 |

*Tabella 2. Valutazione del danno ambientale di 1$m^2$ di vetro float autopulente funzionalizzato con nano$TiO_2$*

## Ringraziamenti

Il presente studio nasce dal lavoro svolto all'interno del progetto ARACNE, finanziato dalla Regione Emilia-Romagna (www.aracne.emr.it).
Si ringrazia Pilkington e Saint Gobain per il supporto alle informazioni necessarie alla stesura dell'inventario.

# 5. Bibliografia


ARACNE Laboratorio Integrato Sviluppo Tecnologie avanzate e Materiali Innovativi per Costruzioni Ecosostenibili, viewed 20 Mar 2013, <http://www.aracne.emr.it>.

Dutta et al, 2011 Superhydrophobic surfaces using selected zinc oxide microrod growth on ink-jetted patterns, Journal of Colloid and Interface Science 354 810–815.

Eskandari et al, 2011 Growth and investigation of antifungal properties of ZnO nanorod arrays on the glass, Physica B 406 112–114.

General Programme Instructions for Environmental Product Declarations, EPD (2008) <http://www.environdec.com/documents/pdf/EPD_instructions_080229.pdf>.

Jolliet et al, 2003 IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6): 324-330.

José et al, 2004: The EDIP2003 methodology Background for spatial differentiation in life cycle impact assessment. April 2004. Danish Environmental Protection Agency.

Life Cycle Inventories. Ecoinvent Database reports. Version 2.2. July 2010. <http://www.ecoinvent.ch/>.

Park et al, 2010 Photocatalytic activity of $TiO_2$ nanofilms deposited onto polyvinyl chloride and glass substrates, Thin Solid Films 519 174–177.

Pini et al, 2012 “Life cycle assessment of a self-cleaning coating based on nano$TiO_2$-polyurea resin applied on an aluminium panel” Proceedings of Nanosafe conference, Grenoble, France, pp. 184.

Steen B, 2000 EPS A systematic approach to environmental priority strategies in product development. Models and data of the default method. Version 2000. Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems.

Straumal et al, 2000 Corrosion resistance of the vacuum arc deposited Ti, TiN and $TiO_2$ coatings on large area glass substrates, Surface and Coatings Technology 125 223–228.

Tölke et al, 2010 The influence of pressure on the structure and the self-cleaning properties of sputter deposited $TiO_2$ layers, Thin Solid Films 518 4242–4246.

Xia et al, 2011 A one-step method to fabricate lotus leaves-like ZnO film, Materials Letters 65 477–479.

Wikipedia: Produzione di energia elettrica in Italia, visto 30 Aprile 2013
<http://it.wikipedia.org/wiki/Produzione_di_energia_elettrica_in_Italia>

# Materie vegetali per l'edilizia: Life Cycle Assessment del tutolo di mais

Corrado Carbonaro[1], Francesca Thiébat[1]
[1] Politecnico di Torino, dipartimento di Architettura e Design
corrado.carbonaro@polito.it

## Abstract

*La crescente cooperazione tra enti di ricerca e industria nell'ambito delle costruzioni contribuisce concretamente ad accrescere il livello di innovazione tecnologica di materiali e componenti. L'obiettivo comune è quello di inserire sul mercato nuovi materiali caratterizzati da basso impatto ambientale, elevate prestazioni energetiche e prezzi competitivi. La ricerca presentata, risultato di una stretta collaborazione tra produttori e università, è finalizzata all'analisi di materie vegetali per la realizzazione di intonaci termoisolanti naturali. A seguito di valutazioni iniziali sulla fattibilità ambientale, economica, prestazionale e industriale, di diverse materie prime vegetali, si è scelto di approfondire, attraverso uno studio LCA, la filiera del tutolo di mais generalmente considerato uno scarto per l'agricoltura. I risultati ottenuti intendono contribuire alla riduzione dei consumi dell'industria locale dei materiali da costruzione.*

## 1. Introduzione

I consumi energetici associati al settore delle costruzioni, e le relative emissioni di anidride carbonica, sono sempre più rilevanti in rapporto ai consumi totali. Oggi, in Italia il settore civile è responsabile del 35% del consumo finale di energia (ENEA, 2011) e a questo valore si deve sommare il consumo energetico relativo ai processi industriali di produzione fuori opera dei materiali da costruzione. In quest'ottica, anche in considerazione degli obiettivi introdotti dalla direttiva europea 2012/27/UE sull'efficienza energetica, si deve agire, da una parte, sull'abbattimento dei consumi attribuibili al funzionamento degli edifici e, dall'altra, sulla riduzione dei consumi imputabili ai processi di produzione dei materiali da costruzione. Tra le strategie per l'abbattimento di questi ultimi, si evidenzia, innanzitutto, l'ottimizzazione della filiera produttiva, dall'acquisizione delle materie prime alla loro trasformazione in prodotti edilizi fino all'uscita dallo stabilimento, secondariamente, la riduzione dell'uso di materiali che richiedono processi a elevato impatto ambientale e, infine, l'uso di materie prime seconde per ridurre lo scarto prodotto da altri cicli.

Alla luce di tali considerazioni, è stata condotta una ricerca, in stretta collaborazione con aziende agricole e industrie di materiali per l'edilizia, che mira al miglioramento della performance termica dell'involucro, attraverso la messa a punto di nuovi intonaci termoisolanti vegetali. L'articolo riporta i risultati della prima fase della ricerca che riguarda gli aspetti legati all'acquisizione delle materie prime vegetali. Il testo è strutturato in tre parti. La prima parte mostra lo studio effettuato per individuare le coltivazioni presenti nella Regione Piemonte, in relazione all'impatto sull'ambiente e alla fattibilità economica. La seconda parte riporta l'analisi LCA condotta sul tutolo di mais. Infine nella terza parte si riportano i risultati e le considerazioni conclusive.

## 2. Materie vegetali

Il progetto sperimentale in oggetto mira allo sviluppo di nuovi sistemi termoisolanti, valutandone la competitività sul mercato, le prestazioni tecnologiche e la sostenibilità ambientale, dall'uso di materie prime che, da una parte, possano minimizzare gli impatti ambientali e, dall'altra, possano assicurare un vantaggio industriale in termini di innovazione tecnologica e di abbattimento dei costi.

L'analisi svolta si è orientata verso materiali vegetali facilmente reperibili nell'area geografica piemontese, per conseguire, nell'ambito di una produzione industriale su larga scala, i seguenti obiettivi:

- riduzione dell'impatto ambientale associato al trasporto delle materie prime;
- avvio di collaborazioni dirette tra produttori finali e aziende, il cui *core business* è normalmente estraneo al comparto edile, al fine di sviluppare nuove reti imprenditoriali;
- spinta all'innovazione di prodotto e di processo, necessaria al superamento di un mercato in crisi, attraverso l'adattamento o la ripresa di materiali esistenti facilmente reperibili nell'area geografica esaminata;
- creazione di distretti industriali locali, animati dai principi della *Circular Economy*, secondo cui i rifiuti di un'impresa rappresentano le materie prime necessarie alle attività industriali di un'altra impresa, abbattendo la quantità di rifiuti dell'intero sistema industriale locale.

I componenti vegetali necessari alla preparazione dei termointonaci sono stati selezionati, inizialmente, sulla base delle loro capacità di soddisfare prestazioni specifiche, ad esempio: fibre antifessurazioni per aumentare la coesione tra gli aggregati e i leganti; materiali con caratteristiche termoisolanti; materiali di alleggerimento da additivare alle miscele dei termo intonaci. A tale scopo sono stati considerati materiali facili da lavorare in fase di miscelazione e di lunga durata in fase d'uso, con adeguata densità, non putrescibili e con elevata resistenza ai parassiti. Una seconda selezione, coerente con gli obiettivi della ricerca, ha proteso verso materiali di origine vegetale caratterizzati da elevata ecocompatibilità (autoctoni, a basso consumo di risorse ecc.) e provenienti da scarto dei processi produttivi agricolo-industriali.

Le fasi analitiche sono riportate in schede di prodotto che evidenziano la sostenibilità economica e ambientale delle materie vegetali prese in esame, e riassunte in tabelle di valutazione suddivise in due categorie, sostenibilità ambientale e fattibilità industriale (Figura 1). La prima categoria riporta gli indicatori concernenti le risorse energetiche e ambientali necessarie alla produzione delle materie vegetali, gli impatti e gli effetti che la coltivazione produce sull'ambiente. La seconda categoria contiene gli indicatori riguardanti la facilità di reperimento delle materie vegetali, la loro possibilità di utilizzo in un processo industriale (soprattutto nell'ambito edilizio) e la sostenibilità economica della produzione e sfruttamento di tali materiali. A ogni indicatore corrisponde un commento sintetico e una valutazione qualitativa secondo una scala cromatica che prevede tre livelli prestazionali.

Le materie prime prese in esame sono riportate in Figura 1. Dal confronto, si evince che, dal punto di vista dell'industria, i materiali più idonei alla produzione su larga scala sono la paglia di frumento e la fibra e il tutolo di mais. Inoltre, analizzando i risultati della valutazione ambientale, si osserva che mais e frumento sono gli unici materiali a filiera corta. In quest'ottica, si è optato di condurre un'analisi LCA sul tutolo di mais al fine di valutare più approfonditamente gli aspetti ambientali caratteristici del prodotto ottenuto dallo scarto delle coltivazioni di mais presenti nella Regione Piemonte.

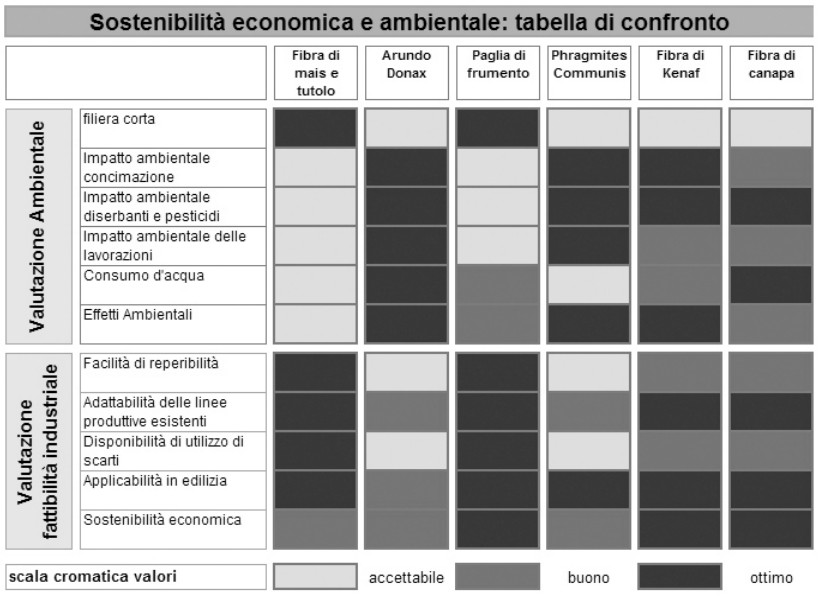


Tabella di sostenibilità economica e ambientale del Mais
Sostenibilità Ambientale
filiera corta
La coltivazione in Piemonte è diffusa (192.125 ettari, fonte ISTAT 2011), per cui è possibile innescare la realizzazione di una filiera produttiva locale.
Impatto ambientale concimazione
è tra le coltivazioni oggetto di studio, il più elevato, soprattutto in relazione all'utilizzo di (azoto 230-300 kg/ha anno)
Impatto ambientale diserbanti e pesticidi
La quantità di pesticidi e diserbanti utilizzata è elevata e protrebbe essere ridotta grazie alla rotazione colturale.
Impatto ambientale delle lavorazioni
Le lavorazioni con mezzi meccanici sono, tra le coltivazioni oggetto di studio, le più elevate per numero ed impatto.
Consumo d'acqua
Il consumo d'acqua varia a seconda dell'area geografica e del sistema d'irrigazione. Il dato medio è di 1400 litri all'anno (D.Pimentel 2004).
Effetti Ambientali
La diffusione intensiva ha determinato il diffondersi di erbe infestanti resistenti ai diserbanti, è ottimo come coltura precedente ai cereali.
Fattibilità industriale
Facilità di reperibilità
Il mais è una delle colture più diffuse nel mondo. In Italia 994773 ettari sono destinati alla coltivazione del mais (fonte ISTAT, 2011)
Adattabilità delle linee produttive esistenti
Esistono già sistemi di lavorazione industriale collaudati degli scarti del mais, utilizzati per scopi diversi da quelli dell'edilizia.
Disponibilità di utilizzo di scarti
Lo scarto del mais è già largamente utilizzato, ma i margini di sfruttamento sono ancora molto vasti.
Applicabilità in edilizia
In edilizia possono essere sfruttati i granuli di tutolo e la fibra della pianta, come cariche vegetale in intonaci e laterizi.
Sostenibilità economica
La forte produzione locale e l'uso non massivo degli scarti, rende assai appetibile lo sfruttamento commerciale ed industriale degli scarti del mais.
scala cromatica valori
accettabile
buono
ottimo

*Figura 1. Tabella di confronto dei materiali considerati secondo tre livelli prestazionali (sopra) e tabella di valutazione del mais con indicatori, commenti e livello prestazionale (sotto)*

# 3. Tutolo di mais

## 3.1 Coltivazione del mais in Piemonte

In Italia, il mais è, fin dai primi anni del Novecento, il secondo prodotto coltivato dopo il frumento. In particolare, il Piemonte è una delle regioni d'Italia con la maggiore superficie destinata alla coltivazione di questo cereale, 45,2% del suolo (AGRISTAT, 2012). Nella coltivazione del mais, il cui ciclo oscilla tra i 90 e i 145 giorni, il prodotto principale è la granella essiccata mentre il tutolo, gli steli, le foglie e i cartocci sono considerati scarti di coltivazione. Nonostante l'entità degli scarti sia elevata, essi non hanno valore di mercato. Dal tutolo di mais, in particolare, si possono ottenere due prodotti: i granuli (parte pesante) derivati dalla corona e le farine (parte leggera) derivanti dalle porzioni esterne e dal midollo. A destra della Figura 1, una tabella riassuntiva di valutazione della sostenibilità economica e ambientale mostra il risultato ottenuto per il mais.

## 3.2 Analisi LCA

La scelta di svolgere uno studio LCA è riconducibile alla volontà di confrontare gli impatti energetico-ambientali associati al ciclo di vita di nuovi termo intonaci addizionati con cariche vegetali con gli intonaci termici già in produzione. Tuttavia nel presente articolo si riportano esclusivamente le analisi che si riferiscono all'acquisizione della materia prima vegetale, quale ingrediente delle miscele finali. Lo scopo è di quantificare il contenuto di energia primaria, le emissioni di gas a effetto serra e il consumo di risorse associati alla produzione di un'unità di granulato vegetale, prodotto derivato dal tutolo di mais.

### *3.2.1. Unità funzionale e confini del sistema*

L'analisi è di tipo "*cradle to gate*" poiché sono state prese in considerazione le fasi della coltivazione del mais e la fase di trasformazione del tutolo in granulato vegetale. L'unità funzionale è rappresentata da 1 kg di prodotto (granulato di tutolo di mais), che dovrà essere miscelato nelle fasi successive con il resto dei componenti dell'intonaco. La Figura 2 mostra i flussi in ingresso e in uscita, di materia, energia e trasporti, per ciascuna fase. Il sistema include inoltre la fase di essicazione della granella[21], l'energia *feedstock* della biomassa e la $CO_2$ assorbita durante la vita della pianta, l'occupazione del suolo agricolo, i processi annuali di trasformazione e i rilasci e le emissioni in aria, acqua e suolo dovuti principalmente all'uso di concimi e diserbanti. Sono esclusi dal sistema l'energia spesa per la produzione dei macchinari e per le infrastrutture. Nella Figura sottostante la linea tratteggiata indica il confine del sistema.

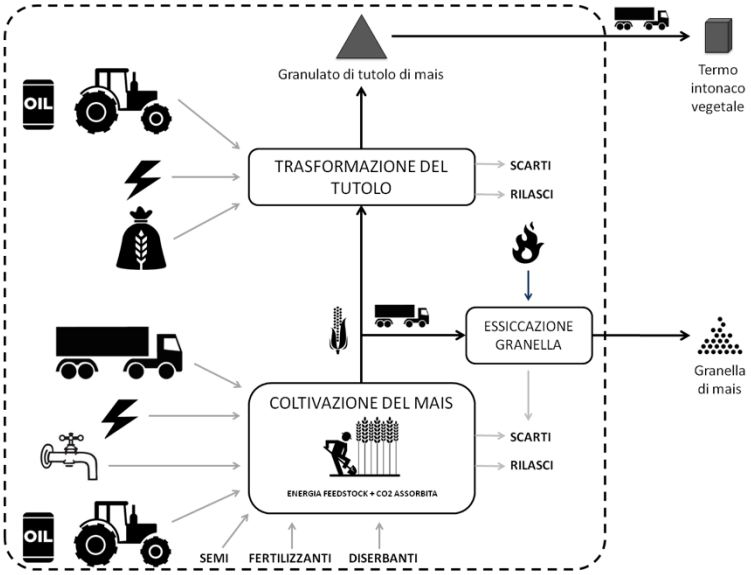



*Figura 2. Diagramma di flusso del granulato di tutolo di mais*

### *3.2.2. Life Cycle Inventory*

I dati di inventario di tipo diretto sono stati forniti dalle aziende interessate dal progetto di ricerca nel 2011 attraverso sopralluoghi e interviste. A supporto della fase successiva di elaborazione dati sono state utilizzate le banche dati e i software Ecoinvent v.2, SimaPro 7.1 e Boustead Model.

[21] Nonostante il processo di essicazione sia riferito solo alla granella, si è scelto di includere tale fase in quanto la disponibilità del tutolo è subordinata alla produzione della granella, che rappresenta il prodotto principale.

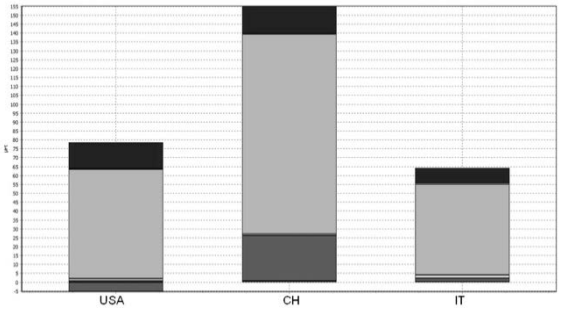
La Figura 3 mostra riporta i processi con i relativi flussi. Il primo processo produttivo è rappresentato dalla coltivazione del mais che ha come obiettivo la produzione della granella (prodotto principale) e come scarto il tutolo. La *working unit* utilizzata è l'ettaro di terreno, il quale coltivato a mais, produce 10 tonnellate di granella secca, con contenuto d'acqua non superiore al 12%, e 2,1 tonnellate di tutolo. Il secondo processo riguarda il recupero e la trasformazione del tutolo.

| | Unità di processo | Descrizione | Flussi di energia e materia |
|---|---|---|---|
| COLTIVAZIONE DEL MAIS | Trinciatura stocchi | Gli stocchi lasciati nel terreno dalla precedente mietitura sono sminuzzati e interrati tramite trattore agricolo (potenza 250 cv) | Gasolio: 20 L/ha |
| | Aratura | Dissodamento del terreno, tramite trattore agricolo con trivomero (potenza 250 cv) | Gasolio: 25 L/ha |
| | Erpicatura | Frantumazione delle zolle e regolarizzazione della superficie di semina tramite trattore agricolo ed erpice a dischi (potenza 250 cv) | Gasolio: 15 L/ha |
| | Spandimento | Fase di concimazione del terreno con materiale organico tramite trattore agricolo (potenza 250 cv) | Gasolio: 10 L/ha<br>Letame: 25 t/ha (da 15 km*) |
| | Semina e concimazione | Inserimento dei semi nel terreno tramite trattore trainante la macchina pneumatica. Durante l'inserimento del seme nel terreno, la macchina eroga il concime (20% di Azoto N, 10% di Potassio K e 10% di Fosforo P). I fertilizzanti rilasciano sostanze nel terreno (Zn, Cr, Cu, Cd e atre) e in aria e in acqua ($NO_3^-$, $NO_x$, $NH_3$, $N_2O$, $PO_4^{-3}$,$CH_4$) | Gasolio: 15 L/ha<br>Semi: 3,5 kg/ha (da 20 km*)<br>Fertilizzanti: 0,05 t/ha (da 20 km*)<br>Emissioni e rilasci in aria, terreno e acqua: vari (fonte: Blengini 2011) |
| | Rullatura | Un rullo trainato da un piccolo trattore (potenza 50 cv) passando sul terreno di semina garantisce che il terreno aderisca al seme in modo ottimale | Gasolio: 10 L/ha |
| | Diserbo | Pochi giorni dopo la semina si spande il diserbante 1 kg per 300 kg di acqua. I diserbanti rilasciano sostanze nel terreno, in aria e in acqua | Gasolio: 5 L/ha<br>Diserbante: 1kg/ha (20 km*)<br>Emissioni e rilasci: vari (fonte: Blengini 2011) |
| | Lotta ai parassiti | L'azienda interessata non utilizza pesticidi, poiché il terreno non è sfruttato in maniera intensiva (avviene la rotazione delle colture) | Nessuno |
| | Irrigazione | Scorrimento delle acque derivanti dalle canalizzazioni presenti sul territorio. Questa tecnica non richiede né sistemi di gestione e manutenzione né utilizzo di energia. Avviene 7 volte all'anno. Si recupera il 50% dell'acqua per irrigare altre coltivazioni | Acqua di fiume: 7.560 m3/ha<br>Recupero dell'acqua: 50% (3.780 m3/ha) |
| | Mietitrebbiatura | Mietitura del raccolto e separazione della granella dal tutolo di mais, il fusto è lasciato sul terreno. Occorrono 12 ore per mietere il raccolto di 10 ettari | Gasolio: 25 L/ha<br>Granella dieci t/ha<br>Tutolo 2,1 t/ha |
| | Trasporto | Dal coltivatore all' azienda con trattore agricolo | 12,1t/ha (7 km) |
| | Essiccazione | Avviene per mezzo di una caldaia a biomassa alimentata a gusci di nocciole (il processo è realizzato presso l'azienda di lavorazione del granulato vegetale). Combustione di 250 kg di gusci per la produzione di 1 MWht | Energia termica da biomassa: 1300 kWh/ha |
| TRASFORMAZIONE DEL TUTOLO | Stoccaggio | In piazzali designati all'alloggiamento materiale | Gasolio: 0,2 L/t |
| | Movimentazione | Caricamento del materiale nei cassoni per l'avvio alla linea produttiva | Gasolio: 1 L/t |
| | Spietratura | Inizialmente sono separati residui di materiali lapidei dal tutolo | Energia elettrica: 3,76 kWh/t<br>Scarto pietre: 1,5% |
| | Macinatura | Macinazione del tutolo | Energia elettrica: 27kWh/t |
| | Aspirazione | Aspirazione delle polveri durante il processo | Energia elettrica: 2,81 kWh/t |
| | Trasporto coclea | Trasporto del materiale con coclea | Energia elettrica: 1,93 kWh/t |
| | Setacciatura | Si scarta il materiale troppo fine che viene riutilizzato in altri processi produttivi | Energia elettrica: 2,81 kWh/t<br>Scarto: 20% |
| | Confezionamento e aspirazione | Per caduta, durante la quale il granulato è insaccato in big bag in Rafia PP | Sacchi: 2/t |

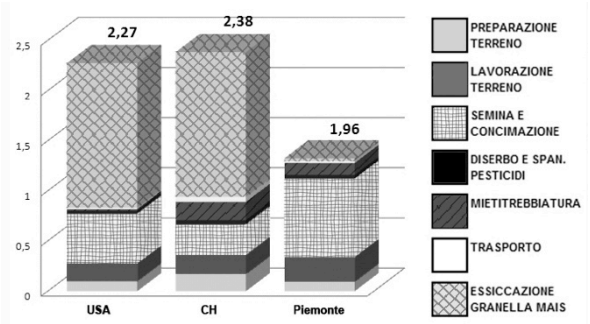
*Figura 3. Inventario dei dati per processo unitario*

### *3.2.3. Life Cycle Impact Analysis*

Sono stati presi in considerazione diversi metodi di valutazione degli impatti, tra cui Impact 2000+, CED 1.0, IPCC 2007, (Goedkoop et al. 2008) al fine di individuare l'entità di diversi indicatori di impatto. L'impatto più alto è costituito dall'"occupazione e trasformazione del suolo", che varia per località e per modalità di coltivazione. Il secondo per importanza è il "consumo di risorse" verso il quale si sono orientate le considerazioni sui risultati (Figura 4.a).




*a. Indicatori di maggiore impatto: "Land occupation" (chiaro) e "Non-renewable Energy" (scuro). Metodo Impact 2000+.*




*b. Confronto fra coltivazioni di mais per unità di processo. Valori di Energia non rinnovabile in MJeq. Metodo CED1.0*

*Figura 4. Confronto tra coltivazioni di mais in USA, Svizzera e Italia (Piemonte). SimaPro7.1*

## 4. Risultati

L'elaborazione dei dati d'inventario finalizzata alla valutazione degli impatti ambientali ha permesso di ottenere due livelli di risultati.

Il primo riguarda l'analisi della coltivazione del mais attraverso il confronto tra la coltivazione del mais in Piemonte, basata su dati diretti, e le coltivazioni di mais in Svizzera e negli Stati Uniti, basate su dati di letteratura (Ecoinvent v.2.0, Blengini et al. 2001) come riportato in Figura 4. Dal confronto si evince che per ottenere 1 kg di granella essiccata sono necessari in USA 2,27 $MJ_{eq}$, in Svizzera 2,38 $MJ_{eq}$ e in Piemonte 1,96 $MJ_{eq}$ di energia primaria. I processi a più alto impatto sono la semina e la concimazione insieme al processo di essiccazione, che, nel caso piemontese, è a basso impatto in virtù dell'utilizzo di un combustibile rinnovabile costituito esclusivamente da gusci di nocciole. Dalle simulazioni effettuate emerge l'importanza del combustibile nella fase di essiccazione: nel caso piemontese se si facesse ricorso ad un combustibile fossile, si consumerebbero 2,74 $MJ_{eq}$ per kg di granella, mentre grazie all'uso della biomassa, si raggiunge invece un valore di appena 1,33 $MJ_{eq}$, ottenendo una riduzione del 51,6% di energia spesa per kg (Figura 4.b).

Il secondo livello di risultato prende in considerazione due scenari di allocazione per individuare il peso da attribuire al processo di coltivazione del mais per l'applicazione del metodo *Life Cycle Assessment* al "granulato di mais" secondo il confine del sistema precedentemente stabilito (cfr. 3.2.1 e Figura 2). Pur considerando che il tutolo di mais non rappresenterà mai il prodotto principale, tuttavia potrebbe acquisire un valore commerciale in forma di co-prodotto se il mercato si espandesse verso l'uso di questo materiale. A questo riguardo sono stati analizzati due scenari:

- Scenario 1: la granella di mais è il prodotto principale e il tutolo di mais è un co-prodotto. L'allocazione è fatta in base alla massa poiché non sono disponibili dati economici reali[22]. L'LCA del granulato di tutolo prende in esame il 20% del processo di coltivazione del mais;

- Scenario 2: la granella di mais è il prodotto principale e il tutolo di mais è uno scarto. Per l'analisi del tutolo non si considera la coltivazione del mais.

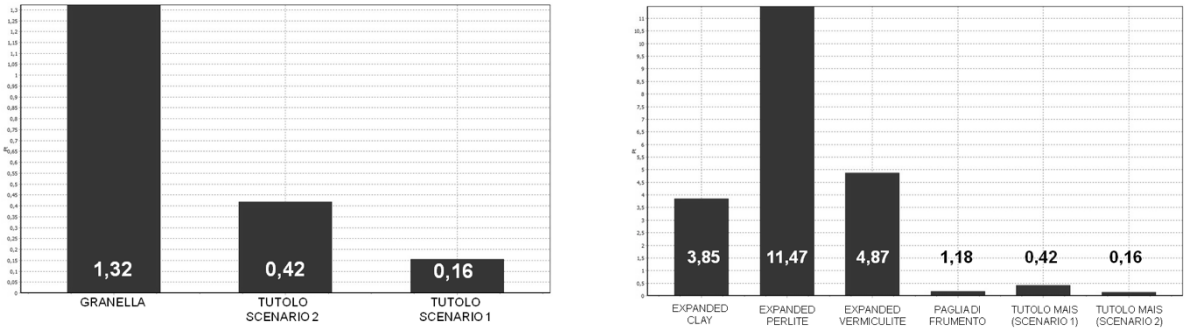



*Figura 5. Scenari di allocazione del granulato di tutolo in relazione alla granella di mais e confronto con materiali utilizzati per la realizzazione di termo intonaci. Valori di Energia non rinnovabile in $MJ_{eq}$. Metodo CED1.0. SimaPro 7.1*

I risultati ottenuti hanno dimostrato che l'impatto ambientale relativo al tutolo di mais granulato è molto basso (scenario 1= 0,42 $MJ_{eq}$, scenario 2= 0,16 $MJ_{eq}$) e ancora di più se confrontato con quello imputabile ai materiali che abitualmente vengono aggiunti alla miscela di calce e cemento per la produzione di intonaci termoisolanti, ad esempio 1 kg di perlite espansa richiede 11,48 $MJ_{eq}$ (Figura 5). Nell'analisi condotta è stato messo a confronto il contenuto di energia primaria di un kg di materiale. Tuttavia, nelle miscele dei termointonaci tali sostanze non compaiono con le stesse quantità poiché fattori quali conducibilità termica, peso specifico e coefficiente di assorbimento incidono sulle loro modalità d'impiego e sulle proprietà del prodotto finale. La varietà delle formule, su cui insiste il più rigoroso riserbo da parte dei produttori, ha reso al momento impossibile confrontare i materiali presi in esame in rapporto alle percentuali d'impiego nei formulati degli intonaci termici esistenti. I risultati dell'analisi suggeriscono comunque che i materiali espansi debbano avere delle prestazioni termo fisiche superiori di quelle dei materiali naturali, in modo da bilanciare in fase d'uso il gap relativo al consumo energetico della fase di produzione.

## 5. Conclusioni

La sinergia tra settore industriale e mondo della ricerca in termini di innovazione tecnologica costituisce, anche in ambito edilizio, il nuovo punto di forza verso cui orientarsi per raggiungere l'alta qualità ambientale. In tale contesto, i metodi di valutazione analitici basati sul ciclo di vita rappresentano uno strumento efficace per misurare l'ecocompatibilità dei prodotti e per ottimizzare la filiera produttiva. In quest'ottica, i risultati della prima parte della ricerca, qui presentati, rappresentano la base di partenza per lo studio e la sperimentazione di nuovi materiali per l'edilizia.

[22] Secondo la norma ISO 14044 I flussi di input e di output potrebbero essere allocati fra i co-prodotti in proporzione al valore economico dei prodotti.

## Acknowledgements

Gli autori desiderano ringraziare Agrindustria per le informazioni e i dati forniti nell'ambito della ricerca "POLIGHT SI$^2$".

## 6. Bibliografia

Agristat Sistema Piemonte, "Confronto uso del suolo Anagrafe agricola" (2011) disponibile al sito web www.sistemapiemonte.it (21.03.2013)

Blengini G.A., Brizio E., Cibrario M., Genon G. (2011), "LCA of bioenergy chains in Piedmont (Italy): A case study to support public decision makers towards sustainability", Resources, Conservation and Recycling, n. 57 , pp. 36–47

Boustead Model. http://www.boustead-consulting.co.uk/news.htm (08.05.2013)

Climate Change (2007). IPCC Fourth Assessment Report. The Physical Science Basis. http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm. (08.05.2013)

Direttiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 25 ottobre 2012 sull'efficienza energetica. GUCE 315 del 14.11.2012.

ECOINVENT (2007) Life cycle inventories of production systems. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. http://www.ecoinvent.ch. (08.05.2013)

ENEA Unità Tecnica Efficienza Energetica (2011), RAEE 2010, Rapporto annuale efficienza energetica

Goedkoop M., Oele M., de Schryver A., Vieira M., PRé Consultants (2008), "SimaPro Database Manual - Methods library", Report v.2.2

Nemecek T., Kagi T. (2007), Life Cycle Inventory of Swiss and European Agricoltural Production Systems, Final Ecoinvent v.2.0 Report No.15, Agroscope Reckenholz-Taenikon research Station ART, Swiss Centre of LCI, Zurich und Dubendorf, CH

Pinto J., Cruz D.I, Paiva A., Pereira S., Tavares P., Fernandes L., Varum H., (2012) "Characterization of corn cob as a possible raw building material", Construction and Building Materials n. 34, pp. 28–33

UNI EN ISO 14040:2006 Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework

UNI EN ISO 14044:2006 Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines

PRè Consultants (2008) SimaPro 7.1 software. http://www.pre.nl/. (05.2013)

# Life Cycle Assessment of a new generation of roofing materials, with low content of petroleum-based products

Authors: Michele De Santis[1], Giorgio Urbano[1], Antonio De Ferrari[1]
[1]D'Appolonia S.p.A.
michele.desantis@dappolonia.it

**Abstract**

*In the frame of co-funded EU project NU-ROOF (FP7-SME-2008-2 Grant Agreement No. 243616), a comparative LCA has been conducted in order to evaluate energetic and environmental performances of different roofing materials. The three products object of the analysis are: two standard products, grey slated bituminous membrane and white painted membrane, already available as commercial solutions and the product developed in the course of the project. This new roofing membrane is manufactured with the integration of nano-materials that enhance waterproofing and thermal insulation properties. A cradle to grave analysis, starting from raw material acquisition, their manufacturing, until landfilling, passing through installation, use phase and maintenance, have been conducted: the benefits due to the introduction of the innovative membrane compared to standard products are noticeable.*

## 1. Introduction

The Project NU-ROOF (Supporting the roofing SMEs in the development and use of a new generation of roofing materials applicable with fault tolerant procedures, reducing the use of petroleum - based products), is a co-funded project by the 7th Framework Program of the European Community (FP7-SME-2008-2 No.243616).

The NU-ROOF main objective is to develop a new range of waterproof membranes based on non woven textile technologies with self healing, self diagnosis and reflective properties. The research has been focused on the integration of a new class of nanomaterials specifically developed to enhance the membrane properties. To validate the new solution a comparative LCA has been conducted between available products and NU-ROOF product.

## 2. Goal and scope

The goal of the analysis is to compare the environmental impact of three different bituminous membranes: grey slated membrane; black membrane, painted on top in white in the production line; NU-ROOF solution (said embodiment 1). All products are to be used in roof waterproofing. The scope of the work is to establish which of the products has the lowest environmental impact. Moreover, the analysis does not support any business decision.

This LCA study is classifiable in the situation $C_2$ – Accounting, excluding interactions with other systems.

The NU-ROOF technology consists in new reflective bitumen based membrane: it is based on a prefabricated roll that can be easily laminated on any traditional bitumen membrane process line. This has the advantage to be very easy and fast to implement on a traditional bitumen process line since the prefabricated roll can be manufactured by third parties operating in the technical textile sector.

The life cycle assessment will compare the following products:

1. grey slated standard bituminous membranes, two layers installed (a black and a grey slated on top): a very common solution with non reflective properties;

2. two black membranes, the more external painted in white in the production line: an uncommon solution with good results and prices that are more or less equal than NU-ROOF with same thermal insulating properties;

3. NU-ROOF technology (embodiment 1): two layers of black membranes, the more external carrying the pre-fabricated top layer, price is more or less equal to solution 2 but the product shows increased durability due to the impregnation of the paint into the textile carrier. Reflectance and corresponding cooling loads are equal to option 2 (Figure 1).

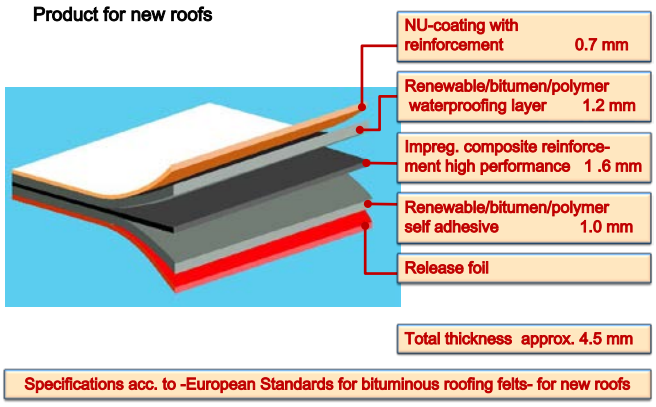

Product for new roofs
NU-coating with reinforcement 0.7 mm
Renewable/bitumen/polymer waterproofing layer 1.2 mm
Impreg. composite reinforcement high performance 1 .6 mm
Renewable/bitumen/polymer self adhesive 1.0 mm
Release foil
Total thickness approx. 4.5 mm
Specifications acc. to -European Standards for bituminous roofing felts- for new roofs

*Figure 1. NU-ROOF solution*

The manufacturer of NU-ROOF is the German company, Georg Börner GmbH & Co. KG. Mineral oil based raw material has been substituted by recycled raw materials in an amount of 47%. Also here the membrane owns self-adhesive properties, given their advantages in term of ease of application, because it could be removed by manual detachment. On the top surface the innovative prefabricated top layer, designed by NU-ROOF partners is applied.

### 2.1. The functional unit

The square meter of membrane, with a thickness of 5 mm, installed on a roof and in use for 20 years has been adopted like functional unit. A square meter of membrane produced with a thickness of 5 mm, has a mass of 5 kg: this value can be considered equal for the three analyzed products.

An extensive vision of LCA considers all the stages from cradle to grave: often some cut-off hypotheses are adopted to simplify the analysis or compensate the lack of data. In these analyses the main steps are:

- The production of bituminous membranes and their components;
- The installation and use phases (and eventual maintenance operations);
- The final dismantling.

Another parameter to be taken into account is that of temporal/geographical borders, considering that the process of production of single modules, prefabricated top layer and membranes are in series and they are characterised by different times: generally in a semester the final product is obtained. The first step ends with the achievement of different products like paints, bitumen, elastomers, oils, etc, by different suppliers (located in Germany); all them are sent to Borner processing plant (Bad Hersfeld, Germany), where the production of membranes takes place. The third step is the transport of membranes to the customers' site and, obviously, its insertion as water insulator (with eventually reflective properties) in roofs. The chosen town for installation is Palermo, Italy, and its climate data will be used for thermal analysis.

The cradle to grave story of all products is considered, from raw materials extraction through production of intermediates, finishing and assembling operations, utilization and final dismantling. The system has been divided into a foreground system and a background system under the specificity perspective. Processes in the background system have not been inventoried with actual data from suppliers but included and evaluated on the basis of data taken from dedicated databases.

Processes in the foreground system have been instead inventoried based on data from the owners of the technologies.

## 3. Life Cycle Inventory

The Life Cycle Inventory (LCI) is the LCA phase that involves the qualitative and quantitative identification of all inputs and outputs for a given product throughout its life cycle. The dedicated software GaBi 5 has been used for the analysis. For each product three main life phases have been considered: production phase, installation/use phase, end of life (EoL) phase.

The installed product provides roof insulation to different building typologies. The analysis has considered the energy consumption for heating and cooling, across the entire life time of membrane (20 years), by a building, whose parameters (geometry, location, use intensity, etc.) have been defined:

- 32x32x5m;
- Flat roof, according to common industrial and commercial building constructions. One ground floor with no internal partitions;
- 1 entrance door 2x3 for personnel, 1 entrance door 3x4 for trucks;
- 15% windows of the external side walls surface.

### 3.1. Manufacturing steps

The method of manufacturing said composite membrane (embodiment 1) start from standard production of membrane with the insertion of pre-fabricated top layer and it comprises substantially the following steps:

a) preparing the reinforcing material comprising polyester and /or glass fibres and subjecting it to lamination;

b) feeding the intermediate product obtained in the previous step a) on a conveyor belt, subjecting it first to impregnation with bitumen or polymer bitumen in an impregnation tank and then pressing it in a working station comprising rotating cylinders;

c) passing the intermediate product obtained in the previous step b) in a coating station where the polymer modified bitumen, taken from special tanks, is spread on the upper surface and on the lower surface of said intermediate product obtained in the previous step b), and thereby obtaining the bituminous support;

d) calendering and laminating the prefabricated top layer on the bituminous support at a temperature between 135°C and 175°C, applying the protective release foil on the bottom and cooling all the support, before rolling and cutting it.

#### *3.1.1. The pre-fabricated top-layer*

A focus is necessary on the manufacturing process of prefabricated top layer, which comprises, according a patent actually under submission a reflective layer, a reinforcing layer and a bitumen barrier.

The bitumen barrier is joined to reinforcing layer through lamination. The overall thickness of multiple layer may vary between 0,1 mm and 0,8 mm, but preferably is 0,15 mm; enhanced reflective and insulating properties are present when each of reflective layer has a thickness of at least 0,3 mm.

The reflective layer is constituted by a layer of polyurethane modified acrylic paint. Said paint preferably comprises functional additives like:

- ceramic microparticle paint additive to obtain a highly solar reflective, low thermal conductivity and low emissive paint coating (such as "SurfaPore Thermodry ®" made by NANOPHOS SA),

- nanostructured silicon based particle emulsion for water repellency that creates a moisture barrier (such as "SurfaPore C ®" of the same company NANOPHOS SA),
- a nanoscaled (in average < 150 nm) 3-layer-silicate with a non-swelling, illitic structure (such as "Arginotec ®" from the company B+M Nottenkämper GmbH) to improve UV resistance, mechanical properties of the surface (in particular abrasion) and fire resistance properties.

The reinforcing layer is a nonwoven material and it is preferably made of polyamide thermobonded "spunbond" material, with a specific weight that can vary between 25 g/m$^2$ and 45 g/m$^2$, but preferably is equal to 35 g/m$^2$.

Finally the bitumen barrier is constituted by a material impermeable to the bitumen, preferably when it is in liquid form and having a temperature up to 170 °C; it could be constituted by PET, (Polyester) or PVB (polyvinyl butyral) or EVA (ethylene vinyl acetate); the thickness of said barrier can vary between 20 and 70 microns.

Datasets present on GaBi5 and Ecoinvent 2.0 have been used for the modelling (Figure 2); the technological, geographical and time representativeness of them have been properly assessed.

### 3.2. Installation and use phases

As anticipated previously the bituminous mixture warrants self-adhesive properties. No hot flame (i.e. propane) is used for welding process, differently from two standard solutions. The truck brings the product on installation site and manually it is installed on roof.

The installed product provides roof insulation to different building typologies. The analysis has considered the energy consumption for heating and cooling, across the entire life time of membrane (20 years), by a building, whose parameters have been previously defined.

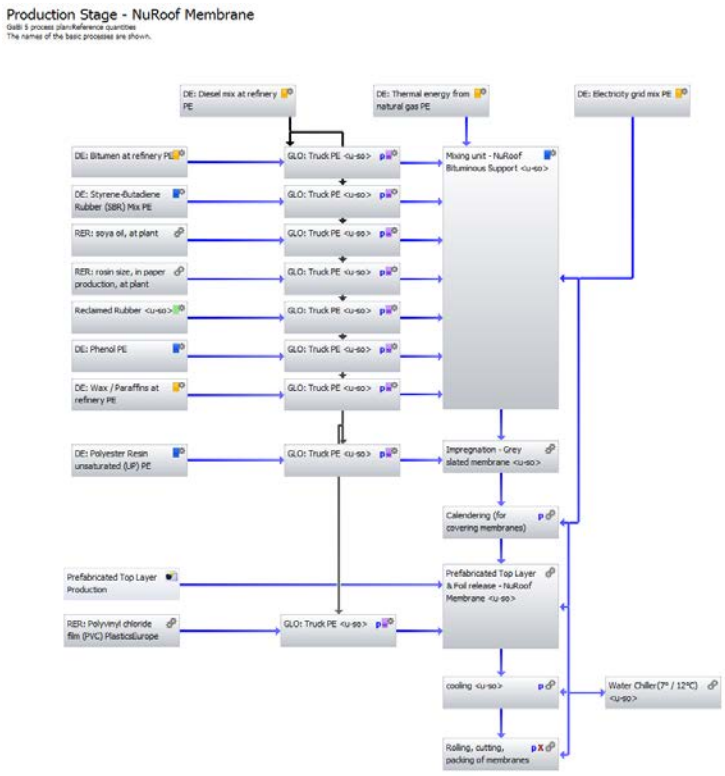

Production Stage - NuRoof Membrane
DE: Diesel mix at refinery PE
DE: Thermal energy from natural gas PE
DE: Electricity grid mix PE
DE: Bitumen at refinery PE
GLO: Truck PE
Mixing unit - NuRoof Bituminous Support
DE: Styrene-Butadiene Rubber (SBR) Mix PE
RER: soya oil, at plant
RER: rosin size, in paper production, at plant
Reclaimed Rubber
DE: Phenol PE
DE: Wax / Paraffins at refinery PE
DE: Polyester Resin unsaturated (UP) PE
Impregnation - Greyslated membrane
Calendering (for covering membranes)
Prefabricated Top Layer Production
Prefabricated Top Layer & Foil release - NuRoof Membrane
RER: Polyvinyl chloride film (PVC) PlasticsEurope
cooling
Water Chiller (7° / 12°C)
Rolling, cutting, packing of membranes

*Figure 2. Production stage – NU-ROOF membrane [D'Appolonia elaboration on GaBi5]*

### 3.3. End-of-life phase

After a time of about 20 years the membrane ends its useful life time; there are two dismantling solutions:

- It is promptly removed and sent to landfill.
- It is covered with another membrane; this is a reiterative cycle that could be repeated other 2 times; only after 60 years from its installation, the systems, constituted by 3 different membranes is removed and sent to landfill.

So in both cases the adopted end of life solution is the dismantling and sending to landfill.

## 4. Life Cycle Impact Assessment

The Life Cycle Impact Assessment (LCIA) evaluates the amount and significance of the potential environmental impacts arising from the LCI. Inputs and outputs are assigned to impact categories and their potential impacts quantified according to characterization factors. CML2001 with characterization factors from November 2009 has been used as impact assessment method. Relevant impact categories have resulted to be Gross Energy Requirement (said also Primary Energy Demand from renewable and not renewable resources - gross calorific value), Global Warming Potential (GWP).

| INDICATOR | GREY SLATED | | | WHITE PAINTED | | | REFERENCE UNIT |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | PROD | USE | EOL | PROD | USE | EOL | |
| A.D.P. | 2,26E-05 | 3,10E-05 | -1,12E-08 | 7,47E-05 | 2,38E-05 | -1,12E-08 | kg $_{Sb}$ eq. |
| A.P. | 2,90E-02 | 2,03E+00 | 0,00E+00 | 1,08E-01 | 1,56E+00 | 0,00E+00 | kg $_{SO2}$ eq. |
| E.P. | 4,00E-03 | 8,80E-02 | 7,00E-03 | 4,70E-02 | 6,80E-02 | 7,00E-03 | kg $_{phosp.}$ eq. |
| F.A.E.T.P. | 1,90E-01 | 1,10E+00 | 0,00E+00 | 4,96E+00 | 8,47E-01 | 0,00E+00 | kg $_{DCB}$ eq. |
| G.W.P. | 1,23E+01 | 3,57E+02 | 3,61E+00 | 2,24E+01 | 2,74E+02 | 3,61E+00 | kg $_{CO2}$ eq. |
| H.T.P. | 1,01E+00 | 5,43E+01 | -1,90E-02 | 6,55E+00 | 4,17E+01 | -1,90E-02 | kg $_{DCB}$ eq. |
| M.A.E.T.P. | 8,19E+02 | 1,32E+05 | -3,69E+01 | 9,24E+03 | 1,01E+05 | -3,69E+01 | kg $_{DCB}$ eq. |
| O.D.P. | 3,98E-08 | 1,96E-05 | -5,08E-09 | 2,29E-06 | 1,50E-05 | -5,08E-09 | kg $_{R11}$ eq. |
| P.O.C.P. | 4,00E-03 | 1,14E-01 | 1,00E-03 | 2,40E-02 | 8,70E-02 | 1,00E-03 | kg $_{ethene}$ eq. |
| T.E.T.P. | 3,30E-02 | 5,66E-01 | 5,00E-03 | 1,68E-01 | 4,35E-01 | 5,00E-03 | kg $_{DCB}$ eq. |
| G.E.R. | 3,80E+02 | 5,94E+03 | -5,19E-01 | 7,09E+02 | 4,56E+03 | -5,19E-01 | MJ |

*Table 1. LCIA indicators resume for Grey slated and white membrane*

Comparing the different life phases, the NU-ROOF membrane is often the best in terms of environmental performance. It has better reflective properties than grey slated membrane due to the use of prefabricated top layer (although the contribution of dedicated manufacturing process); and it is “greener” than black membrane painted with reflective top layer due to the need of this second product of recoating (included in the manufacturing phase) the bituminous layer every two years (Tables 1 and 2).

| INDICATOR | NU-ROOF | | | REFERENCE UNIT |
|---|---|---|---|---|
| | PROD | USE | EOL | |
| A.D.P. | 1,83E-05 | 2,38E-05 | -1,12E-08 | kg $_{Sb}$ eq. |
| A.P. | 3,10E-02 | 1,56E+00 | 0,00E+00 | kg $_{SO2}$ eq. |
| E.P. | 1,60E-02 | 6,80E-02 | 7,00E-03 | kg $_{phosp.}$ eq. |
| F.A.E.T.P. | 2,53E+00 | 8,47E-01 | 0,00E+00 | kg $_{DCB}$ eq. |
| G.W.P. | 9,01E+00 | 2,74E+02 | 3,61E+00 | kg $_{CO2}$ eq. |
| H.T.P. | 1,98E+00 | 4,17E+01 | -1,90E-02 | kg $_{DCB}$ eq. |
| M.A.E.T.P. | 2,01E+03 | 1,01E+05 | -3,69E+01 | kg $_{DCB}$ eq. |
| O.D.P. | 2,75E-07 | 1,50E-05 | -5,08E-09 | kg $_{R11}$ eq. |
| P.O.C.P. | 5,00E-03 | 8,70E-02 | 1,00E-03 | kg $_{ethene}$ eq. |
| T.E.T.P. | 4,15E-01 | 4,35E-01 | 5,00E-03 | kg $_{DCB}$ eq. |
| G.E.R. | 3,27E+02 | 4,56E+03 | -5,19E-01 | MJ |

*Table 2. LCIA indicators resume for NU-ROOF membrane*

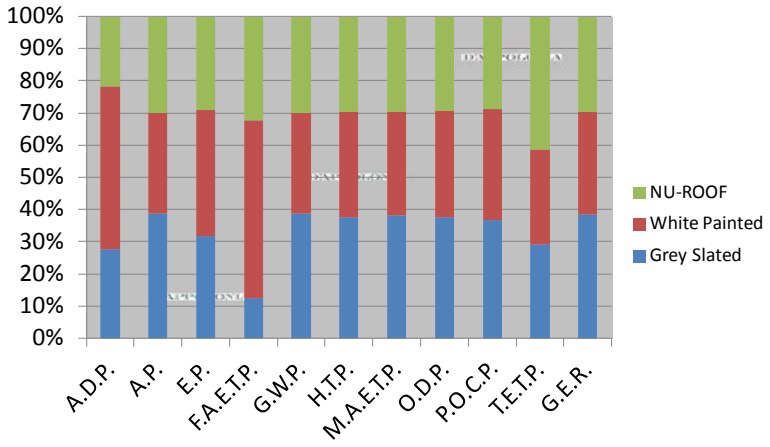



*Figure 3. Weight of impacts of three products*

Analyzing the chart (Figure 3) it is possible to notice that the impacts of Nu_ROOF membrane are ofter around or less than 30% of total, against the 35% of grey slated and white painted membranes.

Each square meters of NU-ROOF membrane saves approximately 380 MJ of energy compared to black membrane painted with white reflective coating and 1430 MJ compared to grey slated membrane. In addition also the NU-ROOF membrane carbon footprint reduction is around 14 $kg_{CO2\ eq.}$ compared to black membrane and 86 $kg_{CO2\ eq.}$ compared to grey slated membrane.

It can be noticed that:

- The main contribution is given by the use phase that lasts 20 years and it is related to energy consumptions for heating and cooling;
- The contribution of EoL phase is equal for the three products, having assumed the same disposal;
- Beyond electrical consumptions in use phase (that is however the most environmental impacting phase), several differences can be noticed in production phases, due the inputs concurring in each product.

The production is so the diversity factor (except the energy consumption in use phase). A contribution analysis more detailed has been conducted to identify the environmental heavier process steps and their contribution to the achievement of the global results.

The NU-ROOF membrane brings improvements in terms of a lower value of almost all the indicators: in particular in the manufacturing phase, the reduction of energy consumptions ranges between 54% (compared to white painted membrane) and 14% (compared to grey slated membrane) and greenhouses gases between 60% (compared to white painted) and 27% (compared to grey slated). Moreover in the use phase (20 years) the white painted and NU-ROOF membranes, give the possibility to save around 1380 MJ of energy and 83 $kg_{CO2\ eq.}$ (all values are referred to functional unit).

As regard NU-ROOF membrane the main value is due to bitumen production. The impact of prefabricated top layer production (energy and raw materials supply) is around 35 MJ for square meter of final product. As regards G.W.P., the electricity to perform various manufacturing steps is the main contributor. The production of prefabricated top layer (comprising the electricity for hot lamination and coating) has a carbon footprint of around 1,5 $kg_{CO2\ eq.}$ per membrane square meter. Finally the embodiment 1 developed in the course of NU-ROOF project has better environmental and energetic performances.

## 5. Conclusions

This LCA study has been performed by D'Appolonia in accordance with main requirements of international standards (ISO 14040:2006 and 14044:2006) and internationally recognized guidelines (i.e., ILCD Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance).

The energetic and environmental performances of three different waterproof bituminous membranes have been evaluated: the product developed in the course of the project, taking into account the introduction of new manufacturing technologies (especially for the manufacturing of the pre-fabricated top layer) and the thermal insulation effect provided, is responsible of a reduction of energy consumptions between 7% (compared to white painted membrane) and 22% (compared to grey slated membrane) and greenhouses gases between 4,5% (compared to white painted) and 23% (compared to grey slated).

Globally, taking into account the overview of all indicators, the introduction of NU-ROOF technologies and product gives the possibility to reduce the use of petroleum-based products and brings into the market a "greener" solution.

**ACKNOWLEDGEMENTS**

The Authors wish to thank Mr. Gerhard Fassbender (Georg Börner GmbH & Co. KG) for data providing. The result presented in this paper is part of the NU-ROOF project (www.nuroofproject.org) co-funded by the European Commission in 7th FP, CP-IP 243616.

## 6. Bibliography

ISO 14040:2006, Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework

ISO 14044:2006, Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines

JRC, 2010, ILCD handbook General guide for Life Cycle Assessment

NU-ROOF Consortium 2012, EU Patent PS1051EP00 - Bituminous based waterproofing composite with solar reflective properties, manufacturing method thereof and multiple prefabricated layer for such composite

NU-ROOF Consortium, 2012, Periodic Report sent to European Commission on April 2012

The Swiss centre for Life Cycle Inventories, 2012, Ecoinvent Converted ecoinvent 2 data as unit processes with links to other processes, including uncertainty data

# LCA “from cradle to gate” di pannelli GFRP pultrusi: possibili variazioni nelle fasi di processo e loro impatto sul profilo ambientale del materiale

Guglielmo Carra[1], Andrea Campioli[1]
[1] Dipartimento di Architettura, Ingegneria delle Costruzioni e Ambiente Costruito, Politecnico di Milano, Italia
guglielmo.carra@mail.polimi.it

## Abstract

*I materiali compositi fibro-rinforzati (FRP) hanno conosciuto, in anni recenti, una notevole diffusione negli ambiti dell’ingegneria civile e dell’architettura, sia come elementi strutturali, sia come rivestimento di facciata per gli edifici. Questo articolo presenta i risultati di un’analisi LCA from “cradle to gate” effettuata su pannelli pultrusi FRP rinforzati con fibra di vetro (GFRP), impiegati nelle facciate. Lo scopo è di determinare da un punto di vista quantitativo e qualitativo quelle scelte e variazioni che possono essere operate nelle diverse fasi del processo di produzione dei pannelli, al fine di ridurre gli impatti ambientali associati al materiale. In tal senso sono state analizzate quattro diverse alternative progettuali definite, da un lato, variando il contenuto di specifici agenti chimici, come lo stirene, e i quantitativi e la tipologia delle fibre di rinforzo e, dall'altro, includendo processi post-pultrusione come la verniciatura del pannello finito.*

## 1. Introduzione

I materiali compositi fibro-rinforzati, comunemente indicati con la sigla FRP (Fiber Reinforced Polymers), sono attualmente utilizzati con crescente frequenza sia in ambito ingegneristico sia in ambito architettonico, grazie alle loro elevate performance fisico-meccaniche e alla loro versatilità formale (Bakis et al., 2002). I FRP possono essere prodotti con miscele e processi molto diversi fra loro che generano un ampio numero di possibili applicazioni quali, per esempio, rinforzi per opere infrastrutturali, tessuti per il consolidamento di travi e colonne ed elementi “all-FRP” per la struttura e il rivestimento di edifici.

Le applicazioni in ambito architettonico riguardano principalmente l’utilizzo per il rivestimento di facciata degli edifici, con funzione prevalentemente estetica, come alternativa materica ai metalli, alle plastiche e alla pietra (Keller, 2001). In Figura 1 è riportato un esempio di applicazione di FRP rinforzati con vetro (GFRP), prodotti attraverso il processo industriale di pultrusione. Il dettaglio, in Figura 1b, mostra un pannello sottile “all-GFRP”.

Con il crescente utilizzo di questi materiali è aumentato, al contempo, l’interesse in ambito scientifico per lo studio delle loro performance ambientali. Per tale ragione, un numero sempre maggiore di valutazioni LCA è stato condotto sui materiali compositi impiegati nelle costruzioni. Nell’ambito dell’ingegneria civile i FRP sono sovente posti a paragone con alternative materiche, quali i metalli (acciaio e alluminio) o il cemento armato (Shimomura et al., 2009 e Ryszard, 2003), per la realizzazione di sistemi edilizi. Altri studi, invece, riguardano analisi di tipo comparativo fra diverse tipologie di FRP (De Vegt, 1997, Joshi et al., 2003 e Corbière-Nicollier et al., 2001), generando una base di conoscenza che permette di selezionare le combinazioni più appropriate, in particolare fra fibre e matrici. Studi maggiormente complessi prendono in considerazione non solo le variazioni materiche ma anche i diversi processi di produzione (Green Guide to Composites, 2004) e i possibili scenari di smaltimento del materiale a fine vita (Correia et al., 2011).

(a)

(b)

*Figura 1. Rivestimento di facciata in pannelli pultrusi GFRP dell'Hotel Sheraton a Malpensa, Milano, Italia, 2010. (a) vista d'insieme, (b) dettaglio di un pannello sottile "all-GFRP"*

## 2. I FRP e il processo di pultrusione

I FRP sono generati dall'unione fra una resina di tipo polimerico, detta anche matrice, e fibre di rinforzo. Ai due componenti principali, fibre e matrice, si aggiungono i materiali di riempimento (fillers) e gli additivi, in genere di natura chimica, che contribuiscono a variare o incrementare determinate caratteristiche del composito, come la viscosità della matrice o la resistenza rispetto agli agenti ambientali degradanti (UV, umidità) e al fuoco. Le matrici possono essere di varia natura (epossidica, vinilestere, poliestere) così come le fibre di rinforzo (carbonio, kevlar, vetro e fibre naturali). In questo studio è stata presa in esame la sola combinazione fra fibre di vetro e resina insatura poliestere. Tale scelta è determinata dall'estesa diffusione di questa tipologia di compositi nel settore delle costruzioni, grazie al loro basso costo e alle buone garanzie in termini di prestazioni meccaniche e di durabilità.
Il processo produttivo considerato è quello della pultrusione (Figura 2).

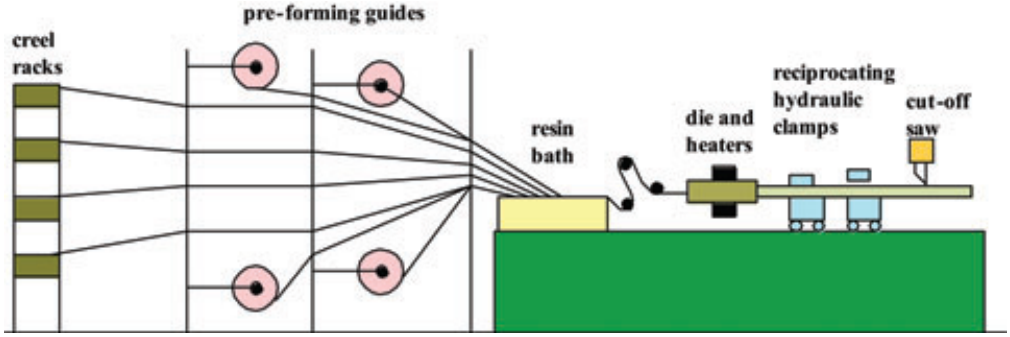



*Figura 2. Rappresentazione schematica del processo di pultrusione (Basbagill et al., 2012)*

La pultrusione è un processo di tipo continuo in cui il materiale di rinforzo è tirato (pull) attraverso una linea di produzione. Le fibre, opportunamente trattate, passano attraverso un sistema d'impregnazione della resina e, successivamente, attraverso un forno di cura a sezione costante (curing die) all'interno del quale la matrice polimerizza, passando dallo stato viscoso a quello solido. Al termine della linea di produzione il profilo è tagliato alla lunghezza desiderata (Ali et al., 2011).

## 3. LCA "from cradle to gate" di pannelli GFRP pultrusi

### 3.1. Lo scopo dell'LCA

Lo scopo della presente analisi è di fornire una valutazione delle caratteristiche ambientali del processo di pultrusione e, al contempo, definire quali azioni e miglioramenti possono essere attuati durante l'intero processo di produzione dei pannelli in GFRP, al fine di una riduzione degli impatti sull'ambiente.

Nella fase di pre-produzione possono essere rilevanti le scelte relative al progetto del composito, quali la definizione del contenuto percentuale di fibre e matrice o dell'architettura delle fibre di rinforzo. Nelle fasi di post-produzione, invece, può avere particolare rilievo l'utilizzo di un coating superficiale. In questo studio è descritto un ventaglio limitato e indicativo delle possibili alternative generate da variazioni nelle diverse fasi del processo di produzione.

Lo studio si concentra in particolare sulla valutazione ambientale dei pannelli GFRP utilizzati nei sistemi di rivestimento delle chiusure verticali esterne degli edifici (rain-screen cladding systems). Questa tipologia di pannelli costituisce lo strato sottile più esterno dei sistemi di chiusura, le cui funzioni sono quelle di proteggere l'edificio dagli agenti atmosferici e anche di conferire ad esso un particolare carattere formale. Detti sistemi devono soddisfare il requisito prestazionale di un'adeguata resistenza meccanica ai carichi esterni, costituiti dalla pressione del vento e dagli impatti accidentali, per l'intera durata di vita. Nel caso di studio i pannelli sono interamente composti da materiale GFRP pultruso.

### 3.2. L´unità funzionale

L'unità funzionale assunta è: un pannello (lastra) di GFRP pultruso avente superficie di 1 $m^2$ e spessore di 6 mm. La specifica applicazione del sistema richiede che sia soddisfatta la resistenza meccanica del pannello, sia a un carico esterno concentrato di 1 kN (soft and hard body impact) sia a un carico distribuito di 2.4 $kN/m^2$ (vento), per una durata temporale (vita di servizio) di 40 anni.

### 3.3. I confini del sistema

Il sistema analizzato è costituito dai processi relativi all'estrazione dei "raw materials" e ai successivi processi di trasformazione per la produzione di fibre, matrici, riempitivi ed additivi. A questi si aggiungono il processo di pultrusione e quello di verniciatura del pannello. Tutti i consumi energetici relativi ai diversi processi di produzione sono stati considerati, così come le emissioni in aria e acqua e i rifiuti solidi durante il processo di pultrusione. Il trasporto dei raw materials fino all'impianto di produzione dei componenti (fibre, matrici, additivi) non è stato incluso nell'analisi, mentre è stato considerato quello dei componenti dall'impianto di produzione a quello di pultrusione. Nel sistema è compreso, inoltre, il consumo elettrico derivante dalla movimentazione dei prodotti all'interno dell'impianto di pultrusione. Dal sistema è esclusa la fase del packaging e non sono stati considerati i riempitivi e gli additivi con un peso percentuale inferiore all'1%. In Figura 3 sono riportati schematicamente i processi e i flussi inclusi nell'analisi.

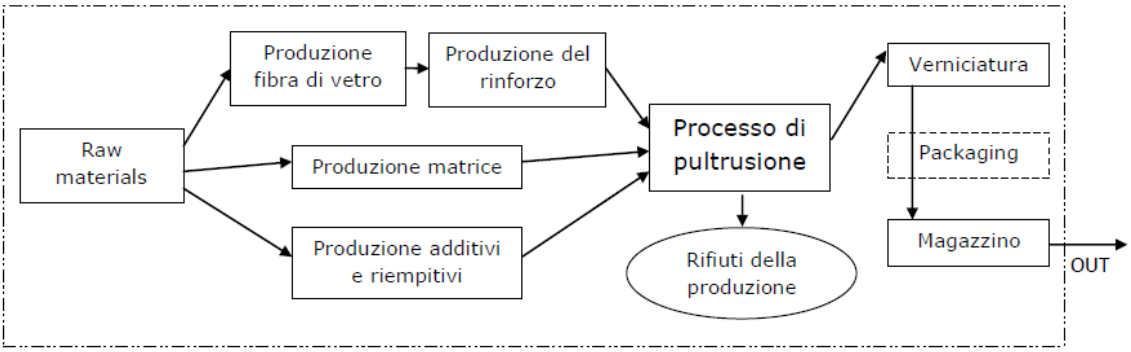



*Figura 3. Rappresentazione schematica dei flussi e dei processi inclusi nell'analisi*

## 4. Le alternative progettuali considerate

Lo studio si basa sul confronto di quattro alternative progettuali per pannelli in GFRP pultrusi. Esse differiscono fra loro per la diversa architettura delle fibre di rinforzo contenute nel pannello, per il diverso contenuto di stirene presente nella matrice e per l'utilizzo di un coating (verniciatura) applicato sulla superficie esterna del pannello. Per le quattro alternative sono state assunte le stesse quantità di additivi e riempitivi e sono state considerate le stesse distanze per i trasporti e le stesse quantità di energia per ciascuna fase della produzione.

Le diverse alternative danno origine a lastre con caratteristiche meccaniche analoghe e tali da soddisfare i requisiti prestazionali espressi dall'unità funzionale. La variazioni proposte trovano fondamento in casi applicativi reali.

L'alternativa 1 è quella di riferimento, essendo stata creata considerando contenuti di materiale standard per lastre pultruse in GFRP. Il peso delle fibre di rinforzo è pari al 65% del totale, quello della matrice al 20% e quello dei riempitivi, degli additivi e del pigmento del materiale al 15%. La lastra è prodotta utilizzando una matrice insatura poliestere (resina termoindurente) con normale contenuto di stirene e ha una percentuale di rinforzo longitudinale (rowing) pari al 55% del peso totale del composito e di mat continuo pari al 10%. Sul pannello è applicata una verniciatura spray al termine della produzione.

L'alternativa 2 assume, invece, l'utilizzo di una matrice con basso contenuto di stirene al posto di una con normale contenuto di stirene. I contenuti e la tipologia degli altri componenti restano invariate rispetto all'alternativa 1.

L'alternativa 3 differisce rispetto all'alternativa 1 in quanto il pannello non è verniciato al termine della produzione. Questa scelta genera un prodotto che, nonostante l'aggiunta di appositi additivi nella matrice, potrebbe mostrare delle criticità rispetto alla durata temporale considerata (40 anni), quali ad esempio: la perdita di lucidità e/o la variazione del colore della parte del pannello esposta alla radiazione UV. Dette criticità non sono comunque tali da inficiare le prestazioni meccaniche del materiale durante la sua durata di vita e restano limitate a una possibile perdita di qualità estetica.

L'alternativa 4, infine, considera una diversa architettura delle fibre di rinforzo del composito. Il 25% del peso del pannello è costituito da un tessuto bidimensionale, mentre il contenuto di rowing unidirezionale è ridotto al 30%. Il contenuto di mat resta pari al 10%. Il tessuto bidimensionale al posto di parte del rowing unidirezionale non genera variazioni meccaniche sostanziali rispetto ai casi precedenti e il suo utilizzo può essere opportuno laddove si voglia rinforzare il pannello anche in direzione trasversale.

In Tabella 1 sono riportate le quantità dei materiali utilizzati, le distanze dei trasporti e i valori energetici per le quattro alternative progettuali.

L'intero processo di produzione è stato costruito all'interno del software SimaPro 7.2, utilizzando sia dati di natura primaria sia secondaria. L'azienda Topglass Spa ha fornito i dati primari riguardanti i consumi energetici durante il processo di pultrusione, oltre a quelli concernenti la movimentazione all'interno dello stabilimento e la verniciatura del pannello finito. Allo stesso modo le quantità di pigmenti per la colorazione della matrice e la verniciatura delle lastre (coating PU) sono state ottenute dal produttore. I dati relativi al trasporto sono stati computati considerando le distanze reali fra lo stabilimento di produzione e le aziende fornitrici dei componenti (fibre, matrici, additivi e fillers).

| | | Altern. 1 | Altern. 2 | Altern. 3 | Altern. 4 |
|---|---|---|---|---|---|
| Fibre (kg/kg) | Rowing | 0.55 | 0.55 | 0.55 | 0.30 |
| | Mat | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| | Tessuto | - | - | - | 0.25 |
| | **Tot. fibre** | **0.65** | **0.65** | **0.65** | **0.65** |
| Matrice (kg/kg) | Styrene | 0.064 | 0.04 | 0.064 | 0.064 |
| | Isophthalic Acid | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.02 |
| | Propylene Glycol | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 |
| | Maleic Anhydride | 0.028 | 0.028 | 0.028 | 0.028 |
| | Diethylene Glycol | 0.018 | 0.018 | 0.018 | 0.018 |
| | Ethylene Glycol | 0.004 | 0.004 | 0.004 | 0.004 |
| | Other chemicals | 0.036 | 0.06 | 0.056 | 0.036 |
| | **Tot. matrice** | **0.2** | **0.2** | **0.22** | **0.2** |
| Additivi (kg/kg) | Limestone | 0.07 | 0.07 | 0.07 | 0.07 |
| | Clay | 0.05 | 0.05 | 0.05 | 0.05 |
| | **Tot. additivi/fillers** | **0.12** | **0.12** | **0.12** | **0.12** |
| Pigmenti (kg/kg) | Pigmento matrice | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| | Coating superf. (PU) | 0.02 | 0.02 | - | 0.02 |
| | **Tot. pigmenti** | **0.03** | **0.03** | **0.01** | **0.03** |
| Trasporto (tkm) | Fibre | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 |
| | Matrice | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.04 |
| | Additivi/riempitivi | 0.045 | 0.045 | 0.045 | 0.045 |
| Elettricità (kWh/kg) | Produzione fibre di vetro | 0.37 | 0.37 | 0.37 | 0.37 |
| | Produzione rowing | 1.64 | 1.64 | 1.64 | 1.64 |
| | Produzione mat | 6.4 | 6.4 | 6.4 | 6.4 |
| | Produzione tessuto | - | - | - | 1.7 |
| | Processo pultrusione | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 |
| | Movimentaz. elettrica | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| | Verniciatura spray | 0.2 | 0.2 | - | 0.2 |

*Tabella 1. quantitativi di materiale, distanze dei trasporti ed energia utilizzata nelle diverse fasi del processo per le quattro alternative progettuali*

I dati secondari sono stati ricavati sia da fonti di letteratura sia dai database presenti in SimaPro. In particolare i dati riguardanti il contenuto in peso delle diverse tipologie di rinforzo sono stati ottenuti da manuali tecnici (Owen Cornings, 2003). Quelli relativi al contenuto della matrice, dei riempitivi e degli additivi provengono da pubblicazioni scientifiche (Ali et al., 2011), così come i dati energetici riferiti alla produzione delle diverse tipologie di rinforzo (Diener, 1999 e Koc, 2012). I processi di produzione dei vari agenti chimici contenuti nella matrice e quello delle fibre di vetro provengono dai database di SimaPro.

Il dato sui rifiuti della pultrusione e le emissioni in aria e acqua è stato fornito da Topglass Spa. Il materiale solido di scarto deriva quasi totalmente dalle fasi di taglio al termine della linea di pultrusione ed è incenerito in discarica. I GFRP, nel caso siano utilizzate matrici termoindurenti (presente caso di studio), non possono essere riciclati, vista l'impossibilità di separare i singoli componenti. Un possibile scenario per il trattamento dei rifiuti, non previsto dal presente articolo, è la triturazione del materiale e il successivo impiego come riempitivo per il calcestruzzo (Correia et al., 2011).

## 5. I risultati dell´analisi

Le categorie di impatto analizzate sono quelle previste dal metodo EPD (ISO 21930), essendo la presente analisi finalizzata ad una dichiarazione ambientale di prodotto. Oltre a queste è stata considerata la categoria della human toxicity, utilizzando il metodo CML 2001.

Si è voluto introdurre questa ulteriore categoria per quantificare gli effetti sulla salute dell'uomo dei processi presenti nel sistema, a fronte del largo utilizzo di componenti di natura chimica. Il metodo CML è stato selezionato in coerenza con il metodo EPD, malgrado esso non sia, per la categoria della tossicità umana, quello raccomandato dello IES (EC-IES, 2011). In Tabella 2 sono riportati i risultati dell'analisi.

| | Altern. 1 | Altern. 2 | Altern. 3 | Altern. 4 |
|---|---|---|---|---|
| Global warming ($kgCO_2eq$) | 19.3 | 18.7 | 17.1 | 22.2 |
| ODP (kgCFC11eq) | 1.49E-05 | 1.39E-05 | 1.34E-05 | 1.72E-05 |
| POCP (kg $C_2H_4$) | 1.86E-02 | 1.77E-02 | 1.62E-02 | 2.13E-02 |
| Acidification (kg $SO_2$ eq) | 1.43E-01 | 1.40E-01 | 1.26E-01 | 1.68E-01 |
| Eutrophication ($kgPO_4$ eq) | 1.12E-02 | 1.07E-02 | 9.77E-03 | 1.21E-02 |
| Non renewable (MJ eq) | 330 | 317 | 294 | 365 |
| Human toxicity (kg 1,4-DB eq) | 2.56 | 2.44 | 2.30 | 2.77 |

*Tabella 2. Risultati dell'analisi effettuata con SimaPro 7.2 per le quattro alternative progettuali*

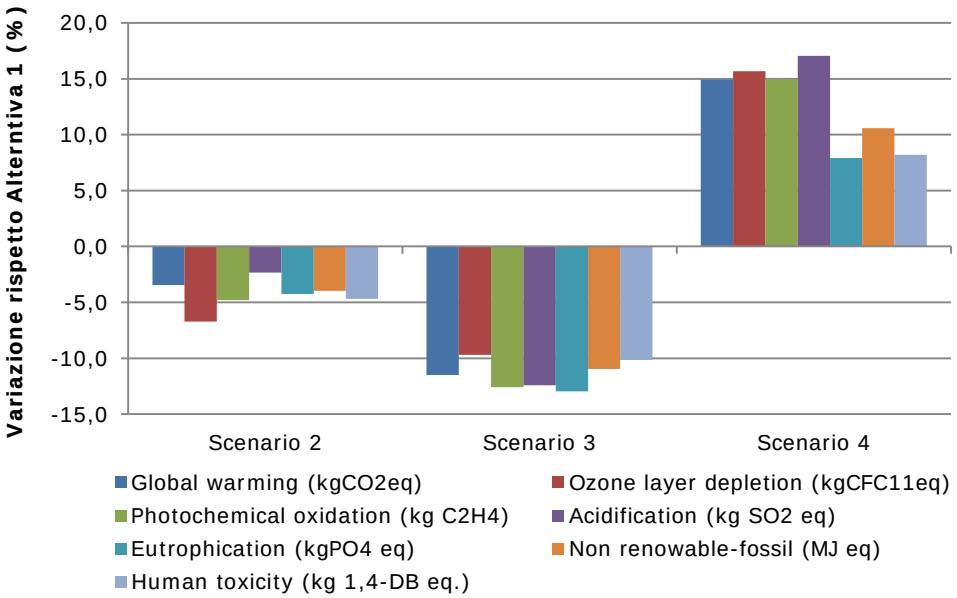



*Figura 4. Variazioni percentuali per le alternative progettuali 2, 3 e 4, rispetto alla 1*

In Figura 4 sono state riportate le variazioni percentuali per le alternative progettuali 2, 3 e 4 rispetto alla 1 che rappresenta, come detto in precedenza, il caso di riferimento.
Dalla Figura 4 è possibile notare come le alternative 2 e 3 generino un miglioramento del profilo ambientale del pannello. L'utilizzo di un basso quantitativo di stirene, alternativa 2, produce un lieve effetto migliorativo rispetto alle sette categorie di impatto. È da osservare, a tal proposito, che ridotte variazioni percentuali possono essere ricondotte all'errore generato durante la modellazione e, per tale ragione, possono essere considerate trascurabili. Evitare l'applicazione del coating sul pannello al termine della produzione (alternativa 3), consente una riduzione degli impatti più evidente, in alcuni casi superiore al 10%. Questa variazione è essenzialmente riconducibile all'evitato utilizzo del coating in PU e, soprattutto, all'evitato consumo di energia per il processo di verniciatura spray. I GFRP sono notoriamente considerati materiali durevoli (Keller, 2001), appare comunque opportuno rilevare che la mancata applicazione dello strato di coating potrebbe generare alcune problematiche di carattere estetico (e non meccanico-strutturale) a causa di un potenziale maggior degrado superficiale del pannello. L'alternativa 4 mostra, invece, un incremento marcato per i diversi indicatori. Questa variazione è imputabile all'utilizzo di una tipologia di rinforzo, il tessuto bidimensionale, caratterizzato da un alto consumo energetico in fase di produzione.

## 6. Conclusioni

I risultati della ricerca evidenziano nelle fasi di pre-processo (quali per esempio la produzione delle fibre di rinforzo) e nella fase di progettazione del materiale (tipologia delle fibre di rinforzo) alcuni significativi elementi di criticità, con un'influenza diretta sul profilo ambientale del pannello GFRP. In particolare l'impiego di tipi di rinforzo realizzati attraverso processi di produzione (tessitura, filatura) caratterizzati da un elevato consumo energetico hanno una concreta incidenza rispetto all'intero processo di produzione.

Allo stesso modo, le lavorazioni di post-processo, come la verniciatura del pannello, devono essere considerate con attenzione. Il loro impiego deve essere giustificato da una reale esigenza quale, per esempio, la volontà di mantenere degli alti standard estetici per il rivestimento di facciata per tutta la sua vita di servizio.

## 7. Bibliografia


Ali S. M., Lepech M. D., Basbagill J. P., Probabilistic development of a life cycle inventory (LCI) dataset for pultruded fiber reinforced polymer (FRP) composites, in Durability and Sustainability of Fibre Reinforced Polymer (FRP) composites for construction and rehabilitation, CDCC 11, pp.547-553, 2011.

Bakis C. E., Bank L. C., Brown V. L., Cosenza E., Davalos J. F., Lesko J. J., Machida A., Rizkalla S. H. and Triantafillou T. C., Fiber-Reinforced Polymer Composites for Construction – State of the Art review, Journal of Composites for Construction, 6(2); pp. 73–87, 2002.

Basbagill J. P., Lepech M. D., Ali S. M., Human health impact as a boundary selection criteria in the Life Cycle Assessment of pultruded Fiber Reinforced Polymer Composite Materials, Journal of Industrial Ecology, 16(2), pp. 266-275, 2012.

Corbière-Nicollier T., Lundquist L., Leterrier Y., Månson J AE., Jolliet O., Life cycle assessment of biofibres replacing glass fibres as reinforcement in plastics. Resources, Conservation and Recycling, 33 (4), pp. 267-287, 2001.

Correia J.R., Almeida N.M., Figueira J.R., Recycling of FRP composites: reusing fine GFRP waste in concrete mixtures, Journal of Cleaner Production, 19, pp.1745-1753, 2011.

De Vegt O. M., Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Composite Materials, Report ECN I-97-050, December 1997.

Diener J., Siehler U., Okologischer vergleich von NMT-und GMT-Bauteilen, Die Angewandte Makromolekulare Chemie, 272 (1), pp.14-19, 1999.

European Commission-Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011.

Green Guide to composites: an environmental profiling system for composite materials and products, BRE Bookshop Publishing, Watford, UK, 2004.

ISO 21930:2007, Sustainability in building construction - Environmental declaration of building.

Joshi S. V., Mohanty D.L.T., Arora A. K., Are natural fiber composites environmentally superior to glass fiber reinforced composites?, Composites: Part A, 35, pp. 371-376, 2003.

Keller T., "Recent all-composite and hybrid fibre-reinforced polymer bridges and buildings", Progress in Structural Engineering and Materials, vol. 3, pp. 132-140, 2001.

Koc E., Cincik E., Analysis of Energy Consumption in woven fabric production, in Fibres and Textiles in Eastern Europe 2012, Vol. 18, n°2 (79), pp. 14-20.

Owen Cornings, Pultrusion of Glass Fiber Composites, Technical manual, June 2003.

Ryszard A. D., Environmental considerations to structural material selection for a bridge, European bridge engineering conference, Rotterdam, March, 2003.

Shimomura T., Nishizaki I., Tanaka H., Report on JSCE Committee activities on LCA and LCC of FRP Infrastructure, Proceeding of US-Japan Workshop on Life Cycle Assessment of Sustainable Infrastructure Materials, Sapporo, Japan, October 21-22, 2009.

# Processi di rigenerazione urbana e riciclo dei materiali per l'edilizia provenienti da complessi urbani in dismissione

Mariateresa Giammetti
Università degli Studi di Napoli, Facoltà di Ingegneria, Dip. Progettazione Urbana
mariateresagiammetti@infinito.it

## Abstract

Valutazioni e riflessioni sulle caratteristiche e sul grado di *ecologicità* di un materiale da costruzione sono argomenti non facili da inquadrare, poiché soggetti a variabili che si interfacciano e interagiscono con la storia e con l'uso di quel materiale, dalla sua nascita, al suo impiego nell'architettura o nell'edilizia, fino alla dismissione. In queste pagine, oltre ad approfondire alcuni punti riguardanti i metodi di classificazione e valutazione delle caratteristiche dei materiali per l'edilizia di nuova costruzione, si cercherà di orientare lo sguardo su quella porzione del ciclo di vita dei materiali che riguarda le fasi di dismissione e di riuso, introducendo alcune riflessioni sulla "rottamazione del costruito" esistente e sull'impiego e produzione di materiali non per la costruzione del nuovo, ma per la manutenzione o il riuso dell'esistente.

## 1. Introduzione

Il grado di sostenibilità rispetto all'ambiente di un materiale non è una sua proprietà intrinseca, ma scaturisce dal continuo rimando tra progetto, composizione e conformazione dell'architettura, tecniche di realizzazione e produzione ed il materiale stesso. Componente non meno rilevante è la valutazione dell'impatto ambientale che scaturisce dalla genesi produttiva di un materiale da costruzione, che può essere legata a fasi di produzione industriale ex novo o di estrazione o di riciclo del materiale stesso. A partire da una riflessione sui caratteri qualitativi che possono influire, sui criteri di valutazione e classificazione del grado di sostenibilità dei materiali in funzione della filiera produttiva si giunge a considerazioni che riguardano l'importanza dei processi di riciclaggio dei materiali per l'edilizia ricavati da processi di rigenerazione urbana.

## 2. Considerazioni sui processi di rigenerazione urbana e riciclo dei materiali per l'edilizia provenienti da complessi urbani in dismissione

Spesso la presunta "naturalità" di un materiale non è sufficiente a garantirne la sostenibilità nella sua applicazione costruttiva: un materiale di origine naturale può essere impiegato in una costruzione non tenendo minimamente conto dei tassi di conducibilità termica degli ambienti che esso va a conformare o rivestire, con conseguente dispersioni termiche e quindi relativo spreco energetico e sovraccarico del sistema ambiente. D'altro canto può verificarsi che un materiale definibile di per se "naturale" comporti un ciclo produttivo invasivo, di forte impatto ambientale nella fase di reperimento. Se la fase progettuale può diventare un momento discrezionale, legato alle scelte del progettista, di cui, uno dei momenti di verifica, è rimandato ai criteri di classificazione energetica del manufatto, per la valutazione dell'impatto legato al reperimento ed alla produzione dei materiali per l'edilizia, esistono banche dati, ma talvolta il loro limite consiste nel fornire un profilo ambientale delineato per macrocategorie, che non mette in evidenza i processi produttivi di ciascun materiale, legati alle tecniche di produzione di ciascuna azienda. Anche se utili per un primo orientamento, le banche dati contengono informazioni generali, accorpando i materiali per grandi gruppi, ovvero riconducendo alla stessa categoria classi di prodotti, che per qualità e processi produttivi potrebbero essere molto eterogenei.

Lette in questo modo, le banche dati esprimono un dato medio che è indicatore di un impatto ambientale, magari più basso rispetto a quello effettivo, poiché non tiene conto ad esempio, dei reali processi produttivi di ogni singola azienda, che a loro volta possono essere più o meno virtuosi. Per orientare la scelta progettuale su uno specifico prodotto potrebbe essere utile andare oltre le caratteristiche tecnologiche intrinseche al materiale, fornendo indicazioni sul suo ciclo produttivo, ad esempio indicando se il produttore alimenta il proprio stabilimento con energie rinnovabili, oppure se cerca di applicare tecniche produttive che riducano drasticamente l'impatto ambientale, come l'uso di materie prime derivanti da prodotti riciclati. In questi termini le banche dati necessiterebbero di un approfondimento sulla filiera produttiva, in modo da superare la genericità del dato medio, cercando di accedere ai dati ambientali primari, al profilo di ciascun prodotto.

Una delle possibilità di accesso ai dati ambientali primari sono le dichiarazioni ambientali del prodotto (EPD, Environment Product Declaration). Puntare sulla conoscenza specifica delle prestazioni ambientali dei materiali prodotti dalle singole aziende consentirebbe di mettere a confronto, oltre che le caratteristiche di impatto dei prodotti in se, distinti per comparti materici, anche i produttori, messi in concorrenza sia per i requisiti dei materiali commercializzati, sia per la virtuosità delle tecnologie di produzione.

Tuttavia, il controllo dell'impatto ambientale dovuto alle modalità di produzione rappresenta solo uno degli aspetti qualitativi legati al ciclo di vita dei materiali, d'altro canto è possibile approfondire le conoscenze e l'approccio metodologico sui temi della durata dei prodotti in opera. La questione della durata di un edificio è fondamentale per operare scelte coerenti dal punto di vista ambientale: talvolta un edificio può essere progettato per un uso temporaneo, ma nella maggior parte dei casi, i manufatti sono pensati per durare nel tempo, e la loro vita finisce spesso, più che per il deperimento o per la dismissione degli elementi costruttivi che lo compongono, per il mutare delle condizioni di necessità che ne hanno garantito l'uso o per il trasformarsi delle condizioni antropologiche, sociali ed urbane a contorno. Un edificio comporta, per sua natura, un consumo di suolo, di materie prime e di energia; sopravvive ad i suoi ideatori, ai suoi fruitori, alle condizioni storiche e sociali che ne hanno determinato la costruzione.

La durata di un edificio, più o meno lunga a seconda dell'attenzione manutentiva ripostagli, risponde, in ogni caso, a tempi più lunghi rispetto alla velocità con cui si evolvono le città contemporanee. Lo scarto temporale tra le dinamiche sociali, che determinano la domanda di architettura, ed il "tempo lungo" della vita di un edificio ed ancor più dei materiali che lo compongono, implica una riflessione sul tema del riuso e della dismissione o di quella che si potrebbe definire la "rottamazione del costruito".

Da qui, la necessità di un approccio LCA, che valuti l'intero ciclo di vita del materiale, partendo dall'approvvigionamento, passando per l'uso, il consumo fino alla dismissione approfondendo questa fase terminale e soffermandosi sul "*progetto della demolizione*". Passando per la demolizione selettiva, sarà necessario valutare l'impatto prodotto dai processi industriali di riciclo e quindi comprendere le effettive possibilità di riuso dei materiali, come nel caso degli incerti riciclati, con cui è possibile impastare nuove malte con il vantaggio di una forte attività pozzolanica.

Nell'intento generale di ridurre gli impatti, occorre guardare oltre che al controllo qualitativo delle nuove costruzioni, al miglioramento e prolungamento della vita dell'esistente, da riconvertire in termini sostenibili. Sta di fatto che un edificio è un insieme complesso che non si esaurisce in se stesso, ma si relaziona con le condizioni che gli provengono dalla sua capacità di fare sistema con la città e con l'ambiente, per cui si potrebbe verificare che un manufatto, pur godendo ancora di buona salute, non possegga più quelle condizioni di necessità che ne garantiscano il mantenimento in vita.

Negli ultimi decenni le città sono cresciute a dismisura, prefigurando scenari di sviluppo che nel corso degli anni sono profondamente mutati, spesso esaurendo la funzione urbana di intere parti di città e lasciando alle spalle i “resti” di architetture appartenenti a processi di sviluppo ormai superati. Di fronte a tutto questo ci si chiede se è proprio necessario conservare tutto e se no, cosa fare di quello che resta. Questo è uno dei grandi interrogativi che la città contemporanea pone sul ciclo di vita dei suoi edifici e sull’impatto ambientale, che questi grandi fossili hanno su di lei.

La necessità di approfondire questo filone di ricerca è continuamente suggerita dalle modalità di sviluppo e di trasformazione delle nostre città e delle economie che si muovono intorno ad esse ed al mondo delle costruzioni. Non è più possibile pensare solo in termini di ulteriore consumo di suolo dovuto alla nascita di nuove costruzioni; il primo grado di verifica dell'*ecologicità* di un intervento edilizio, sta nella lettura delle effettive condizioni di necessità della sua costruzione, che non possono esaurirsi nell'analisi del manufatto in se, ma devono allargare lo sguardo al contesto, lavorare in termini di riuso e di riadattamento sull'esistente o sul recupero dei materiali da ricavare dai manufatti in dismissione e da sottoporre a processi di riciclo.

La “nuova città” più che puntare sulla crescita, dovrebbe guardare con attenzione al tema della “decrescita”, più che pensare alla costruzione di nuovi pieni, dovrebbe orientarsi verso la valorizzazione del vuoto. Questo tipo di approccio offrirebbe la possibilità di ritrovare l’*ecologicità* del sistema città, ripensandola non come un'insieme di spazi da saturare, ma come un sistema di vuoti da riconquistare e valorizzare, dove il vuoto, oltre ad essere una risorsa ambientale, potrebbe diventare una risorsa produttiva. Si guardi, ad esempio, alla periferia est della città di Napoli, ex zona industriale, oggi area occupata prevalentemente da edifici industriali dismessi, in forti condizioni di abbandono. Il caso di Napoli est, potrebbe essere quello di una delle tante metropoli occidentali con problemi di riconfigurazione dovuti alla ricerca di un nuovo carattere per le aree industriali ormai in disuso.

Agli inizi del Novecento Francesco Saverio Nitti ebbe l’idea di creare due zone industriali a est e a ovest di Napoli. Un’idea sulla quale si sono rette per anni le sorti dell’economia locale, ma che ha oggi ha definitivamente esaurito la sua funzione. Per più di un secolo quella scelta urbanistica ha contribuito alla tenuta sociale ed economica della città, anche se tutto questo ha comportato il pagamento di un prezzo altissimo in termini di impatto ambientale e di protezione dei caratteri e delle risorse naturalistiche del territorio. Oggi, con la fine dell’intervento pubblico nell’economia e, soprattutto, con il declino dell’Italia industriale, occorre recuperare le aree dismesse per destinarle ad altri usi e per restituirle alla loro naturale vocazione. L’ex area industriale di Napoli est si sviluppa in posizione centrale rispetto alle principali vie di accesso alla città e al grande insediamento del Centro Direzionale e costituisce, in virtù di tale collocazione, uno snodo strategico per tutti i processi di riqualificazione dell’area orientale.

A dispetto di tale centralità, il quartiere si è storicamente strutturato come fascia di prima periferia con caratteristiche prevalentemente industriali/produttive, generando un tessuto urbano destrutturato, cresciuto intorno ad un sistema di centri produttivi industriali ed infrastrutturali, tra cui, soprattutto, quelli legati al vicino porto commerciale, rimasti sostanzialmente immutati dall’anteguerra, nonostante, col passare del tempo, le attività e la vocazione industriale dell'area siano andate esaurendosi. La trasformazione dell'area in comparto industriale ha avuto un forte costo in termini ambientali, con l’interramento di numerosi corsi d’acqua, tutti incanalati in un collettore sotterraneo.

*Figura 1. Area orientale di Napoli, fotografia aerea*

La strategia di sviluppo urbano prevista per quest'area consiste nella demolizione dei manufatti dismessi da sostituire con nuove costruzioni, rispondenti ai moderni requisiti di *ecologicità* e di basso impatto ambientale. Ma fino a che punto quest'operazione è davvero sostenibile? A sostegno delle scelte dell'amministrazione locale, sarebbe auspicabile valutare attraverso lo strumento LCA, i costi in termini di impatto ambientale, di consumo di suolo, di smaltimento di rifiuti, di consumo di energia di questa operazione. Alla luce degli esisti di uno studio LCA che può coinvolgere una porzione consistente di città, è plausibile chiedersi se è possibile pensare di pianificare il riciclo sistematico dei materiali di risulta provenienti dalla demolizione dei grandi complessi urbani in dismissione, recuperando il materiale proveniente dalle demolizioni, che altrimenti andrebbe ad accumulare migliaia di metri cui di rifiuti da smaltire.

Un approccio di questo tipo potrebbe attivare una crescita degli studi e delle ricerche nel settore del riciclo dei materiali per l'edilizia; dal punto di vista della pianificazione urbana potrebbe attivare un sistema di regolamentazioni che incentivino l'acquisizione degli edifici dismessi da parte delle imprese, al fine di ottenerne materie prime per i processi di riciclo integrale dei materiali da costruzione, in cambio di una risistemazione degli spazi vuoti ricavati dalle demolizioni, che risponda a criteri opportunamente studiati e pianificati di quelle aree. Il risultato in termini di impatto ambientale potrebbe essere il recupero di un sistema di spazi vuoti da non utilizzare per costruire nuova cubatura, secondo un'idea della città che fagocita continuamente se stessa nei suoi processi di sviluppo, ma in uno scenario di "decrescita" che restituirebbe quelle porzioni di suolo che non hanno più ragione di essere costruite, ad uno stato "naturale".

Per gli edifici in dismissione la valutazione della compatibilità ambientale dovrebbe sviluppare una procedura standardizzata che permetta di registrare, quantificare e valutare i danni ambientali connessi non ad un prodotto di nuova fabbricazione, ma ad un materiale già esistente e trasformato, il cui meccanismo di reperimento non è quello di estrazione naturale o di produzione *ex novo*, ma che proviene dalla rottamazione

dell'esistente e quindi passa attraverso meccanismi di demolizione o smontaggio, differenziazione del materiale raccolto, riciclaggio fino ad un livello terziario, ovvero fino a quel livello per cui anche per via chimica è possibile produrre un materiale praticamente equivalente a quello di partenza.

Gli effetti ambientali da comparare dovrebbero tener conto non solo delle caratteristiche qualitative dei materiali ottenuti dal processo di riciclaggio, ma anche al processo industriale stesso, che sta alla base della trasformazione; infatti se il carico ambientale dovuto alla produzione di nuovo materiale diminuisce, trattandosi di prodotti riciclati, è ancor più vero che l'impatto ambientale resta invariato se il processo industriale di produzione non diventa virtuoso, prefigurando uno scenario di valutazione della compatibilità ambientale non solo di nuove costruzioni e dei relativi materiali, ma di veri e propri "progetti di demolizione".

## 3. Caso studio LCA condotto sul tema della demolizione selettiva.

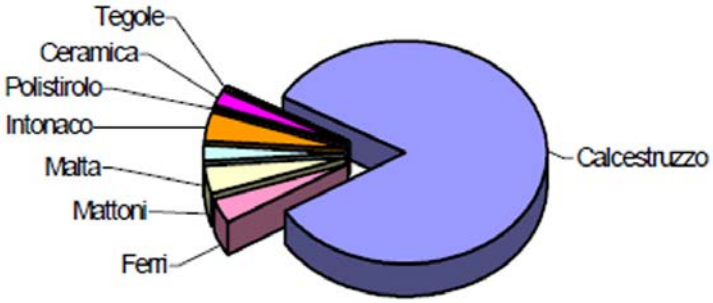
Ad esemplificazione dei temi esposti nel paragrafo precedente, soprattutto in merito alla demolizione selettiva, si riporta uno studio condotto per una tesi di laure sviluppata sull'uso dello strumento LCA in casi di demolizione selettiva e recupero di aree urbane degradate, svolta presso il corso di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio del Politecnico di Torino, dalla laureanda Tiziana Di Carlo e con relatori il Prof. V. Badino e l'Ing. G. Blengini.

Oggetto della tesi è lo studio del ciclo di vita di un edificio residenziale costruito a Torino in via Fratelli Garrone attorno al 1965 e demolito alla fine del 2004 nell'ambito di un progetto di riqualificazione urbana, mirato alla riqualificazione di quella parte di città. Si riporta di seguito un'immagine dell'edificio poco prima della sua demolizione ed una Tabella recante la sue caratteristiche.

| Caratteristiche | Dati |
|---|---|
| Tipo di Pianta | Rettangolare |
| Dimensioni Pianta | 56,7 m * 11,7 m |
| Superficie Lorda 1 piano | 663 $m^2$ |
| Superficie Netta 1 piano | 611 $m^2$ |
| Superficie netta calpestabile totale condominio | 6110 $m^2$ |
| Altezza complessiva | 36 m |
| Altezza interpiano | 3 m |
| Profondità piano interrato | -1,58 m |
| N° piani fuori terra | 10 |
| Cubatura totale | 22000 $m^3$ |
| N° di alloggi totale | 80 |
| N° di alloggi per piano | 8 |
| Metratura alloggio TIPO A | 65,8 $m^2$ |
| Metratura alloggio TIPO B | 86,75 $m^2$ |
| N° Corpi scale-ascensori | 4 |

Lo studio ha proceduto all'analisi delle caratteristiche e dei sistemi costruttivi dell'edificio così come si presentava subito prima dell'abbattimento.

| Materiale | Quantità [t] | Quantità [m³] | Valori % (in peso) |
|---|---|---|---|
| Calcestruzzo | **7334** | **3086** | 82,6 |
| Ferri | **321,4** | **41** | 3,6 |
| Mattoni | 385 | 385 | 4,3 |
| Malta | 188 | 96 | 2,1 |
| Intonaco | 363 | 330 | 4,1 |
| Vernice | 9 | - | 0,1 |
| Polistirolo (come isolante) | 16,1 | - | 0,2 |
| Legno | 9,6 | 53 | 0,1 |
| Vetro | 9 | 4 | 0,1 |
| Ceramica | 186,5 | - | 2,1 |
| Argilla | 41 | 18 | 0,5 |
| Plastica | 21 | - | 0,2 |
| Alluminio | 0,29 | - | 0,0 |
| Rame | 0,5 | - | 0,0 |




L'analisi dello stato dei luoghi è stata tripartita nelle fasi costruttiva, d'uso, di demolizione e trattamento delle macerie, così da avere chiare le caratteristiche in termini quantitativi ed energetici dei materiali a disposizione.

**Fase Costruttiva** Gli edifici appartenenti al lotto Via Artom-Via F.lli Garrone sono stati costruiti verso la metà del 1960 utilizzando la tecnica di prefabbricazione pesante "Tracoba". Questa tecnica, nata in Francia negli anni '60, veniva impiegata per ottenere costruzioni di grandi dimensioni, di rapida esecuzione e adatte ad un'edilizia di tipo popolare. Questa tecnica costruttiva è caratterizzata dalla prefabbricazione totale degli elementi strutturali, escluse le fondazioni che sono gettate in opera. Non avendo i dati relativi ai consumi energetici dovuti alla tecnica di prefabbricazione Tracoba realmente impiegata per la realizzazione dell' edificio, si è deciso di utilizzare valori medi relativi ad un cantiere edile tipo.

**Fase d'uso** Si considera un periodo di vita del condominio pari a 40 anni. Infatti esso è stato edificato attorno al 1965 e demolito nello scorso 2004 nell'ambito di un progetto di riqualificazione urbana della città di Torino. Gli aspetti predominanti che caratterizzano la fase di occupazione del condominio riguardano in particolare, i consumi energetici per il riscaldamento, gli usi elettrici obbligati (illuminazione, elettrodomestici…), usi cucina, la produzione di acqua calda sanitaria,la manutenzione, la produzione di rifiuti (che non è stata considerata al fine della valutazione LCA). Si è ritenuto probabile che i consumi non abbiano subito particolari cambiamenti durante l'intero ciclo vita dell'edificio ed è stata fatta una ottenendo un valore pari a **16,51 kep/m$^2$**. Effettuando la conversione da kep a MJ (1 kep equivale a 41,868 MJ) [ENEA, 2003], il valore corrisponde a **691,5 MJ/m$^2$** all'anno. Moltiplicando il valore per gli effettivi metri quadri costituenti l'edificio e per i 40 anni di vita si ottiene un consumo energetico pari a **168.880 GJ**.

**Fase di demolizione** Vista l'altezza elevata e la snellezza della struttura in esame, l'abbattimento dell'edificio è stato effettuato con il metodo della "caduta laterale o ribaltamento" realizzata con l'esplosivo. La fase di preparazione e allestimento dell'intervento di demolizione ha avuto una durata complessiva di 3 mesi.

| Fonte energetica | Funzione d'uso | Consumo [GJ] | Totale per fonte [GJ] |
|---|---|---|---|
| **Gasolio** | Riscaldamento (30 anni) | 85368,84 | **85368,84** |
| **Metano** | Riscaldamento (10 anni) | 28456,28 | **59413,28** |
| | ACS | 20096,72 | |
| | Usi cucina | 10860,28 | |
| **Energia Elettrica** | Usi obbligati | 24071,89 | **24071,89** |

**Fase di trattamento delle macerie** Una volta abbattuto l'edificio, l'area antistante si è trasformata in un cumulo di macerie di diverso tipo e disomogenee. Al fine di selezionare i materiali da mandare a discarica da quelli recuperabili, è stata necessaria una prima operazione di riduzione di pezzatura delle macerie in cantiere.
Nella Tabella che segue vengono indicate le quantità dei materiali presenti a fine demolizione e si forniscono le informazioni inerenti al fine vita di ciascuno di essi.

| Materiale | Destinazione | Quantità [t] | Fine vita |
|---|---|---|---|
| **Calcestruzzo, Mattoni, Vetro, ceramici, Intonaco e malta** | Frantoio | 8525 | Sabbia di recupero |
| **Ferro** | Separatore magnetico (30%) | 96 | Nuovi elementi metallici |
| | Acciaieria (70%) | 225 | |
| **Plastica, Polistirolo** | Discarica | 37,1 | Discarica |
| **Legno** | Recupero e Riciclo | 9,6 | Legno di recupero |

Successivamente alla descrizione delle fasi riportate si è proceduto all'analisi LCA, condotta utilizzando un modello di calcolo elaborato con il programma Il SimaPro 6.1. La prima fase dell'analisi LCA, si è soffermata sulla definizione degli obiettivi dello studio, dell'unità funzionale e dei confini del sistema
L'obiettivo dell'analisi LCA consisteva nella volontà di integrare il panorama degli studi LCA già esistenti con un'analisi dettagliata della fase di Fine Vita dell'edificio, valutando le scelte circa la tecnica di abbattimento sulla base di misurazioni energetico-ambientali e dando poi, una giustificazione alle ipotesi formulate in materia di riciclaggio delle macerie, valutando il vantaggio o meno del riciclo dei materiali provenienti dalla demolizione dell'edificio con particolare attenzione al calcestruzzo.
Nella Tabella a seguire sono stati riportati i materiali con le relative corrispondenze presenti nel modello di calcolo SimaPro.

| Materiale | Corrispondenza SimaPro | Udm | | Trasporto [km] | Trasporto Mezzo | Udm |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Calcestruzzo ($\rho$ = 2,38 t/m$^3$) | Rck 25 (m$^3$ gate) | 2,38 t | | 20 | Truck 28t B250 | 47,6 t*km |
| Acciaio | St13 I | 1 t | | 150 | Truck 16t B250 | 150 t*km |
| Mattoni | Ceramics | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Malta | Water,cooling,well in ground | 0,1 t | 1,94 t | 20 | Truck 16t B250 | 38,7 t*km |
| | Cement II ALL 42,5 R | 0,56 t | | | | |
| | Produzione di sabbia | 1,28 t | | | | |
| Intonaco | Water,cooling,well in ground | 0,2 t | 1,1 t | 20 | Truck 16t B250 | 22 t*km |
| | Cement II ALL 42,5 R | 0,56 t | | | | |
| | Produzione di sabbia | 1,28 t | | | | |
| Vernice | Paint ETH S | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Polistirolo (come isolante) | Mineral Woods | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Legno | Thin Wood Beech to road | 1 kg | | 150 | Truck 16t B250 | 150 kg*km |
| Vetro | Float glass coated | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Ceramica | Stoneware | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Argilla | Ceramics | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Plastica | PVC I | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |
| Rame | Copper | 1 kg | | 20 | Truck 16t B250 | 20 kg*km |

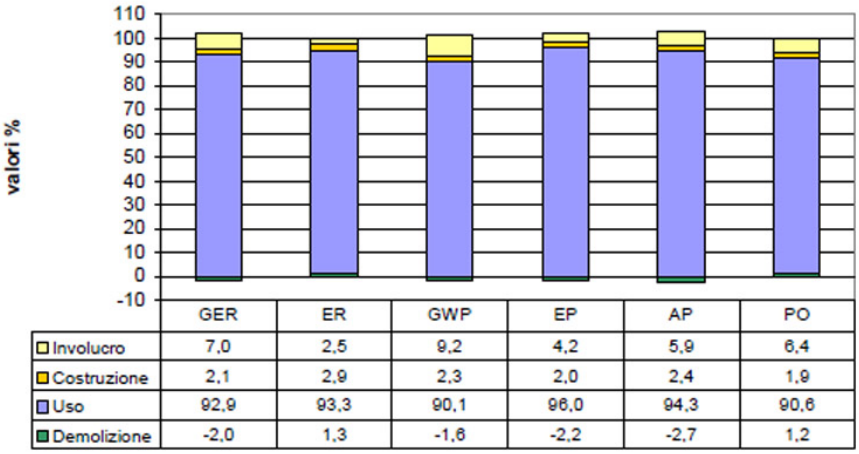
Per ciò che riguarda i consumi energetici in fase di cantiere, in fase d'uso ed in fine vita dell'edificio sono stati inseriti come input i dati raccolti nell'analisi preparatoria e di seguito tabellati.

| Dati input | Corrispondenza SimaPro | Quantità | UdM |
|---|---|---|---|
| Energia elettrica | Electriciy Italy B250 | 800 | GJ |
| Gasolio | Heat Diesel | 1480 | GJ |

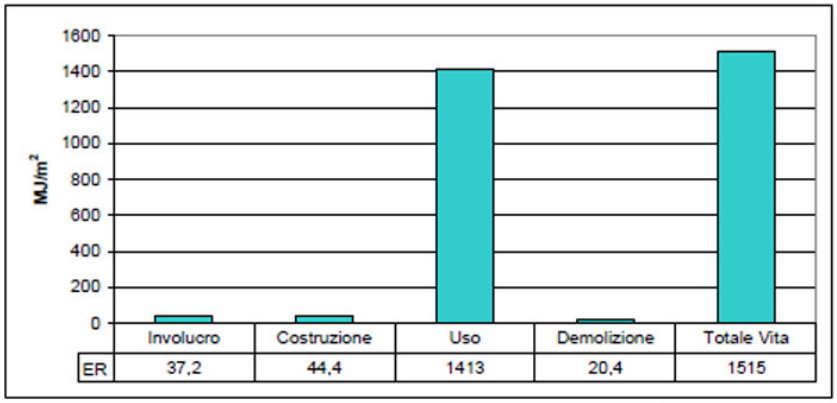
| Dati input/output | Corrispondenza SimaPro | Quantità | UdM |
|---|---|---|---|
| Energia elettrica | Electriciy Italy B250 | 24071,89 | GJ |
| Gasolio | Heat Diesel | 85368,84 | GJ |
| Metano | Heat natural gas | 59413,28 | GJ |
| Acqua potabile | Water, process, drinking | 1150*10$^6$ | litri |

| Operazione | Corrispondenza SimaPro | Quantitativi | Udm |
|---|---|---|---|
| Consumo E.E per il filo/disco diamantato | Electriciy Italy B250 | 1080 | MJ |
| Consumo di esplosivo | Explosives ETH S | 205,1 | kg |
| Consumo di miccia detonante | - | 10% dell'esplosivo | - |
| Consumo di E.E per la perforatrice | Electriciy Italy B250 | 175 | kWh |
| Realizzazione trincea | Excavation hydraulic digger | 440 | m$^3$ |
| Realizzazione cumuli di smorzamento | Excavation hydraulic digger | 2000 | m$^3$ |

I risultati restituiti dal modello di calcolo relativi agli impatti generati durante il totale ciclo di vita dell'edificio sono riportati nei diagrammi nelle pagine seguenti; nei box compaiono i valori percentuali del Gross Energy Requirement, ripartiti tra le varie fasi di vita.

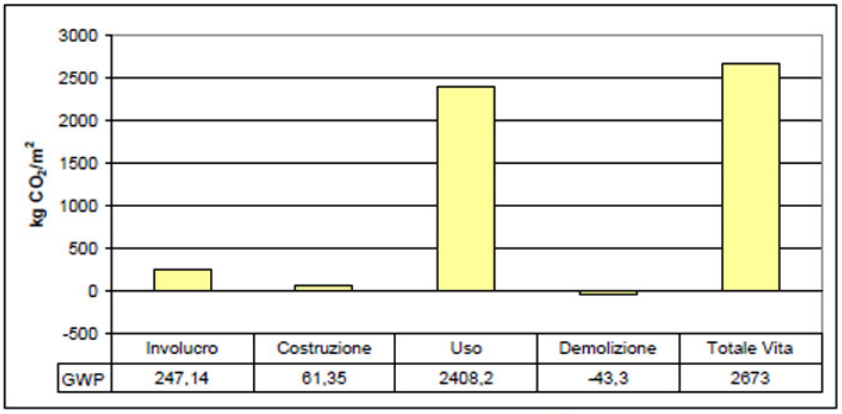



| | GER | ER | GWP | EP | AP | PO |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Involucro | 7,0 | 2,5 | 9,2 | 4,2 | 5,9 | 6,4 |
| Costruzione | 2,1 | 2,9 | 2,3 | 2,0 | 2,4 | 1,9 |
| Uso | 92,9 | 93,3 | 90,1 | 96,0 | 94,3 | 90,6 |
| Demolizione | -2,0 | 1,3 | -1,6 | -2,2 | -2,7 | 1,2 |



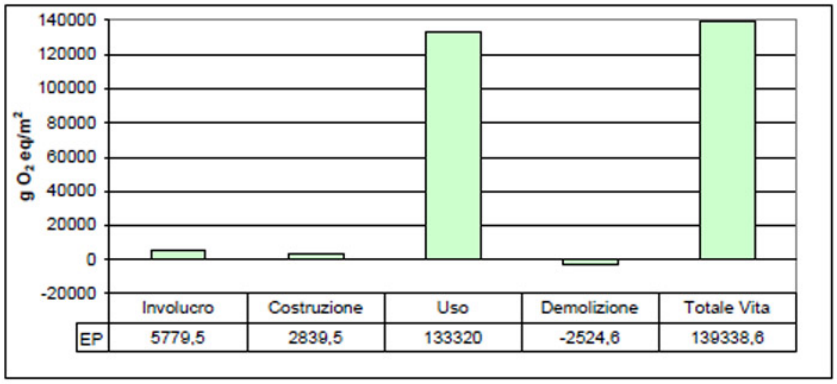

| | Involucro | Costruzione | Uso | Demolizione | Totale Vita |
|---|---|---|---|---|---|
| ER | 37,2 | 44,4 | 1413 | 20,4 | 1515 |

**Figura 8.6: Valori del consumo di risorse energetiche rinnovabili suddivisi per fase e riferiti al m² di superficie calpestabile**

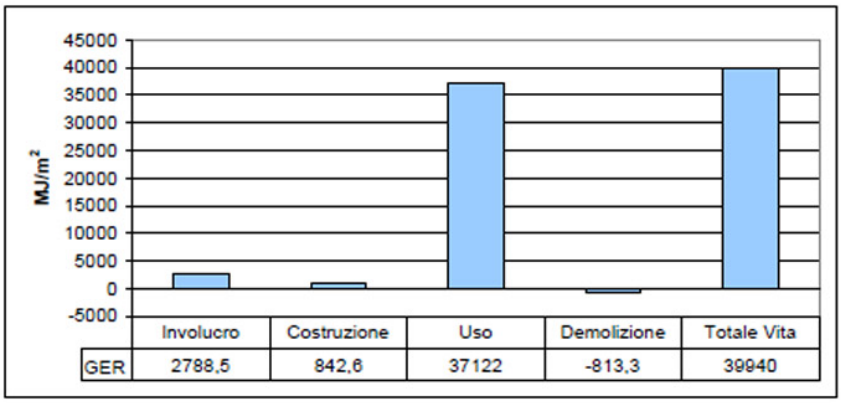



| | Involucro | Costruzione | Uso | Demolizione | Totale Vita |
|---|---|---|---|---|---|
| GWP | 247,14 | 61,35 | 2408,2 | -43,3 | 2673 |

**Figura 8.7: Valori del GWP suddivisi per fase e riferiti al m² di superficie calpestabile**




| | Involucro | Costruzione | Uso | Demolizione | Totale Vita |
|---|---|---|---|---|---|
| EP | 5779,5 | 2839,5 | 133320 | -2524,6 | 139338,6 |



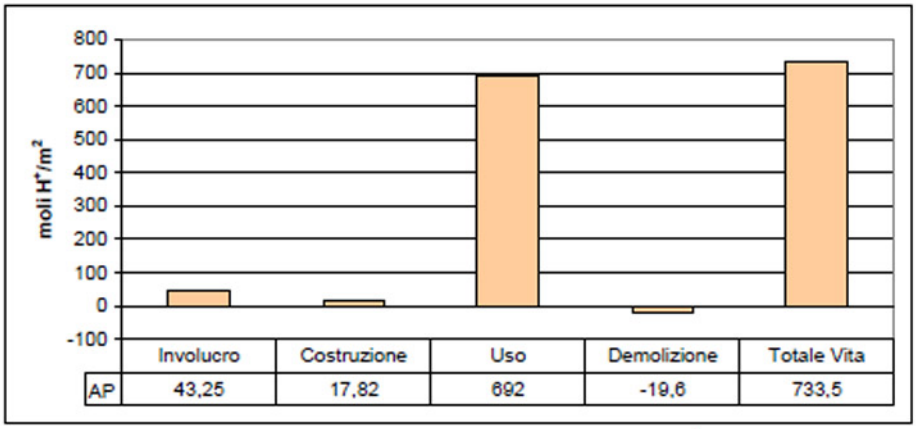




**Figura 8.9: Valori dell' Acidificazione (AP) suddivisi per fase e riferiti al $m^2$ di superficie calpestabile**

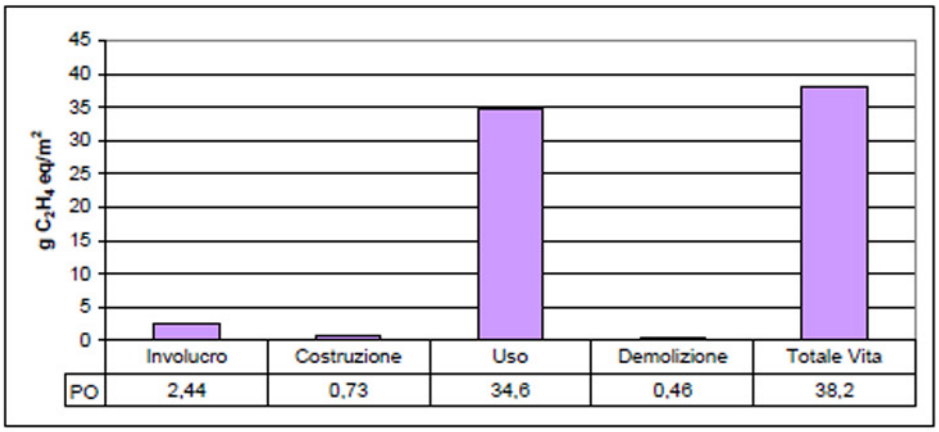



**Figura 8.10: Valori della formazione di smog fotochimico (PO) suddivisi per fase e riferiti al $m^2$ di superficie calpestabile**

Al fine quantificare l'effettivo beneficio al netto dell'energia ed emissioni usata/causate durante le operazioni di demolizione e riciclaggio, sono stati tabellati per ciascun indicatore ambientale i valori relativi agli impatti causati ed evitati nella fase di fine vita dell'edificio in esame.

| | GER [MJ] | ER [MJ] | GWP [kg $CO_2$ eq] | EP [g $O_2$ eq] | AP [moli $H^+$] | PO [g $C_2H_4$ eq] |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Impatti Causati | 516,8 | 27,6 | 27,4 | 673,9 | 4,5 | 0,9 |
| Impatti Evitati (teorici) | -1330,1 | -7,2 | -70,6 | -3668,3 | -24,1 | -0,4 |
| **Totale Impatti Evitati (netti)** | **-813,3** | **20,4** | **-43,3** | **-2994,4** | **-19,6** | **0,5** |

| | | GER [MJ] | ER [MJ] | GWP [kg $CO_2$ eq] | EP [g $O_2$ eq] | AP [moli $H^+$] | PO [g $C_2H_4$ eq] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Preparazione demolizione | | 6,19 | 0,1 | 0,44 | 41,4 | 0,19 | 0,009 |
| Abbattimento II | | 5,83 | 0,02 | 0,41 | 28,7 | 0,12 | 0,019 |
| Conferimento in Discarica | | 1,36 | 0,07 | 0,8 | 9,2 | 0,13 | 0,17 |
| Operazioni di riciclaggio/recupero | | 503,44 | 27,36 | 25,7 | 594,6 | 4,1 | 0,71 |
| **Totale impatti causati** | | **516,8** | **27,6** | **27,4** | **673,9** | **4,5** | **0,9** |
| Riciclaggio armature recuperate nel piazzale | | -703,14 | -1,3 | -34,3 | -968,5 | -10,5 | -0,1 |
| Recupero macerie dal Frantoio | Recupero del tout venant | -325,7 | -5,3 | -21,6 | -2284,8 | -9,1 | -0,3 |
| | Recupero armature e successivo riciclaggio | -301,3 | -0,56 | -14,7 | -415 | -4,5 | -0,05 |
| **Impatti evitati (teorici)** | | **-1330,14** | **-7,16** | **-70,6** | **-3668,3** | **-24,1** | **-0,45** |
| **Totale Impatti Evitati (netti)** | | **-813,3** | **20,4** | **-43,3** | **-2994,4** | **-19,6** | **0,46** |

Come si può notare i dati relativi agli impatti generati dalle fasi di preparazione della demolizione e di abbattimento secondario, rappresentano quantità molto basse se confrontate con gli impatti evitati grazie al recupero delle macerie. Anche gli impatti dovuti al conferimento in discarica risultano bassissimi in virtù delle esigue quantità di materiale coinvolte ( gli unici materiali destinati alla discarica sono il polistirolo e la plastica).
Questo significa che recuperare le macerie a seguito di una demolizione risulta essere estremamente vantaggioso in quanto i "costi" ambientali necessari per il recupero rappresentano, ad esempio nel caso del GER, soltanto l' 1,6% circa sul totale (per quanto riguarda gli altri indicatori, i valori sono molto simili).
Gli impatti maggiori causati in fase di fine vita sono quelli relativi alle operazioni necessarie per il recupero ed il riciclaggio delle macerie che prevedono l'impiego di appositi mezzi ed attrezzature con un certo consumo energetico. Le voci che invece contribuiscono alla mitigazione degli impatti sono il recupero delle macerie costituite da calcestruzzo e ceramici vari, le quali si trasformano in tout venant per riempimenti stradali, e il riciclaggio dei ferri d'armatura che diventano nuovamente ferri d'armatura.

## 4. Conclusioni

L'utilizzo dello strumento LCA come supporto per le scelte di un'amministrazione nella gestione di patrimoni urbani dismessi di grandi dimensioni può aprire nuovi scenari, si nel campo tecnologico, apprfondendo gli aspetti di ricerca legati ai meccanismi di produzione dei materiali per l'edilizia derivati da riciclaggio di materiali già esistenti, ma soprattutto in campo urbanistico innescando un processo che coinvolga le imprese, la cittadinanza e le scelte di sviluppo urbano e di interpretazione sostenibile della crescita e trasformazione della città stessa contemporanea.

## 5. Bibliografia


Francesco Ianniello, Vincenzo Monreale *Il destino di Napoli est*, istituto Italiano per gli Studi Filosofici, Napoli, 2006

Massimo Locci, *Aldo Loris Rossi, La concretezza dell'utopia*, Testo&Immagine, Torino, 1997

Maurizio Pallante, *la decrescita felice*, Editori Riuniti, Roma, 2005

# Ri-Abitare sostenibile: l'approccio LCA e le procedure multicriteri a supporto della pianificazione attuativa locale del recupero

Alessia Meloni
Dipartimento di Ingegneria civile, ambientale e architettura
Via Marengo, 2 - 09123 CAGLIARI
- Università degli Studi di Cagliari -
info@melonialessia.com

## Abstract

*L'edilizia è uno dei settori maggiormente imputabili nell'ambito della questione ambientale.*
*In Italia sono ancora poche le regioni dotate di una normativa edilizia mirata alla promozione della qualità e di criteri di compatibilità ambientale e sviluppo sostenibile. La Sardegna attualmente non è dotata di una legge regionale in materia di edilizia sostenibile.Gli strumenti di governo del territorio di competenza comunale risultano perciò privi di riferimenti normativi che tengano conto della specificità dei luoghi e che forniscano indicazioni progettuali per il miglior utilizzo delle risorse naturali e dei fattori climatici locali.*
*L'obiettivo principale di questa ricerca è l'individuazione di indicatori della sostenibilità ambientale mediante valutazioni LCA applicate a casi studio locali e la definizione di un protocollo a supporto della sostenibilità ambientale nell'ambito dei piani particolareggiati locali.*

## 1. Introduzione

I dati relativi agli impatti del settore edilizio sull'ambiente sono sempre più allarmanti e non ci possono lasciare di certo indifferenti. La semplice dichiarazione di intenti non è più sufficiente: occorre agire con la consapevolezza dell'entità degli impatti ambientali che scaturiscono dalle nostre azioni e con la responsabilità di operare delle scelte capaci di limitarne le conseguenze. Dobbiamo tramandare alle future generazioni lo stesso patrimonio naturale che abbiamo ereditato dai nostri predecessori.

### 1.1. Dall'antropocentrismo alle moderni correnti ecologiche

In questi ultimi decenni si sono diffuse diverse correnti di pensiero che hanno tentato di ribaltare o, per lo meno, di mettere in discussione la concezione antropocentrica che per millenni ha considerato la Natura come strumento a servizio dell'Uomo e come risorsa copiosa in grado di rigenerarsi illimitatamente. Con l'acuirsi delle problematiche connesse allo sfruttamento delle risorse e all'inquinamento derivante dalle prime attività industriali sorte intorno alla seconda metà del XIX secolo, si è sollevata in modo diffuso la questione ambientale e sono nate le prime correnti che hanno iniziato a dubitare della infinitezza della natura e degli effetti assolutamente benefici della tecnologia gettando i semi per quelle discipline più specialistiche legate al settore dell'edilizia sviluppatesi in tempi più recenti, come l'ecourbanesimo, la bioedilizia e l'ecodesign.

### 1.2. Il lento cammino normativo

A tutto l'apparato letterario di denuncia delle problematiche ambientali (si pensi agli scritti di Daly,Prigogine, Capra, Odum, e altri), delle interazioni tra i tre massimi sistemi, ambientale, produttivo ed economico, e dell'interdipendenza delle rispettive crisi (Commoner, Boulding, Georgescu-Roegen e altri), ha fatto seguito, con qualche decennio di ritardo, la risposta normativa.
Il primo strumento attuativo risale infatti al 1997. Si tratta del Protocollo di Kyoto, al quale i paesi firmatari tuttora si attengono promuovendo proprie misure di contenimento delle emissioni e di incentivazione all'uso di fonti di energia rinnovabili.

A livello energetico, l'Europa ha emanato negli anni seguenti importanti direttive recepite mediante decreti nazionali da quasi tutti gli Stati membri: la direttiva 2002/91/CE sul rendimento energetico nell'edilizia, la 2006/32/CE concernente l'efficienza degli usi finali dell'energia e i servizi energetici e recante abrogazione della precedente direttiva 93/76/CEE del Consiglio, la 2010/31/CE sulla prestazione energetica nell'edilizia e la recentissima 2012/27/UE sull'efficienza energetica, che modifica le direttive 2009/125/CE e 2010/30/UE e abroga le direttive 2004/8/CE e 2006/32/CE. L'Italia ha recepito le prime direttive con i seguenti decreti: il D. Lgs. 192/2005 e il D. Lgs. 311/2006 in attuazione della direttiva 2002/91/CE, il D. Lgs. 115/2008 in attuazione della direttiva 2006/32/CE. Le altre non sono state ancora recepite a livello nazionale.
Per quanto concerne il quadro normativo in materia ambientale, nel 2001 è stata emanata la direttiva 2001/42/CE, meglio nota come "Direttiva VAS", con la quale viene introdotta la valutazione ambientale nella pianificazione strategica. In Italia tale direttiva viene recepita con la parte seconda del D.lgs. 152/2006, modificata e integrata dal D.Lgs. 4/2008 e dal D. Lgs. 128/2010. Sempre nel 2001 è stato costituito un gruppo di lavoro, ITACA, con il compito di formulare regole condivise con le quali poter definire le soglie ed i requisiti necessari per la predisposizione di progetti con caratteristiche di bioedilizia. A questo proposito nel 2004 è stato elaborato un protocollo di lavoro condiviso (Protocollo ITACA) che consente di attribuire un punteggio di eco-sostenibilità agli edifici sulla base di criteri semplici e univoci.
A livello nazionale, sono poco più della metà le regioni che hanno presentato un proprio protocollo normante la valutazione ambientale degli edifici.
In Sardegna, ad oggi, ancora non vi è un quadro normativo di riferimento, per cui i tecnici che operano in territorio locale, nel caso volessero effettuare delle valutazioni del tutto volontarie dei propri interventi, devono ricorrere all'utilizzo del protocollo nazionale.
In questo quadro di riferimento, questo lavoro di ricerca si propone di elaborare un protocollo di certificazione ambientale per gli edifici appartenenti all'edilizia abitativa storico-tradizionale che sono stati oggetto di interventi di recupero. L'approccio seguito è di tipo *bottom-up*: a partire da semplici considerazioni, derivate da studi condotti alla scala dell'edificio e dei suoi componenti costruttivi, si arriva a formulare delle vere e proprie linee guida che possano essere adottate all'interno della normativa tecnica d'attuazione dei piani attuativi locali, con particolare riferimento ai piani particolareggiati o del recupero.

## 2. Materiali, metodi e risultati

### 2.1. Definizione dell'ambito di studio

Oggetto dello studio è un contesto locale storico sito in Sardegna che per densità abitativa, servizi, cultura, caratteri costruttivi e tipologici racchiude molti degli aspetti connotativi dell'isola. La scelta è ricaduta su un costruito esistente poiché è qui che sussistono maggiormente i presupposti per una città realmente sostenibile. "La città sostenibile – infatti – non è una città nuova di fondazione, costruita ex-novo, o il risultato del disegno di un ingegnere, ma è un sistema in stato stazionario, in cui input energetici sono stati già immagazzinati e assemblati negli anni e vengono utilizzati al meglio avendo cura di ridurre al minimo gli input energetici e gli output entropici" (Tiezzi, Pulselli, 2008).
L'analisi conoscitiva del contesto scelto è stata rivolta ai caratteri della sua architettura premoderna e moderna. In particolare si è concentrata sugli aspetti relativi ai caratteri costruttivi e tipologici degli edifici, alla morfologia del sito, alle tecnologie e tecniche costruttive impiegate, al tipo di materiali utilizzati, alla loro estrazione e lavorazione, ai sistemi naturali e/o meccanizzati di riscaldamento e raffrescamento, all'uso dell'acqua, agli impianti presenti e ai sistemi di aerazione.

In questo modo si è cercato di comporre un quadro conoscitivo che comprendesse sia gli aspetti più formali sia le prassi comunemente adottate lungo tutta la vita utile dell'edificio, relative alle fasi di estrazione, trasporto e produzione degli elementi costruttivi, e alla realizzazione, gestione, manutenzione e dismissione dell'edificio.
La prima considerazione emersa dall'analisi è la graduale estinzione dei caratteri materiali e immateriali di cui il patrimonio costruito esaminato si compone: come il lavoro, i materiali e l'energia impiegati per la costruzione e la sua conservazione nel tempo, i saperi, gli usi, le tradizioni, i mestieri e le divisioni sociali proprie del luogo.
Una seconda considerazione scaturisce invece dall'inspiegabile aumento del consumo del patrimonio naturale a fronte di un progressivo spopolamento dell'intera area, come confermano recenti studi pubblicati dal FAI-WWF sul consumo del suolo a livello nazionale.
In base a queste considerazioni di tipo qualitativo scaturite nell'ambito della ricerca, è divenuta indispensabile l'esigenza di quantificare l'insostenibilità di queste nostre consuetudini, con particolare riferimento a quelle legate alle sclte in ambito costruttivo e architettonico.

## 2.2. I metodi di calcolo della sostenibilità ambientale in letteratura

Tra le tecniche di contabilità ambientale e di calcolo di indicatori per la sostenibilità già studiati in passato, sono stati individuati: l'impronta ecologica (Ecological Footprint), sviluppata da W. Rees e M. Wackernagel; l'inventario dell'emissioni di gas inquinanti (Greenhouse Gas Inventory), predisposto dall'Intergovernmental Panel on Climate Change; l'Exergia, enunciata da S. Jørgensen; l'Indice di Benessere Economico Sostenibile (Index of Sustainable Economic Welfare o ISEW), che va a sostituire il tradizionale P.I.L. secondo le teorie di H. Daly e B. Cobb; il quantitativo di emergia (Embodied Energy) secondo H. Odum o di energia memorizzata (Energy Memory) secondo D. M. Scienceman.
Tutti questi sistemi di valutazione appena enunciati, ritenuti piuttosto complessi, sono stati oggi sostituiti dalla più evoluta Valutazione del Ciclo di Vita (Life Cycle Assessment, LCA) di un sistema o processo che consente di ricostruirne il bilancio ecologico lungo l'intero arco di vita. Tale procedura, definita nel 1993 dal SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) e attualmente normata a livello internazionale dalle UNI EN ISO 14040:2006 e UNI EN ISO 14044:2006, consente, con l'ausilio di alcuni indicatori condivisi a livello internazionale, di tradurre i consumi e le emissioni inventariate in impatti ambientali e di avanzare delle ipotesi strategiche migliorative direttamente per le fasi individuate come le più impattanti. Senza dubbio l'LCA rappresenta ad oggi la procedura che maggiormente si avvicina alla realtà a livello di ricostruzione del bilancio ecologico. Tuttavia, presenta delle criticità non trascurabili, come l'incompletezza dei dati e la difficoltà di adattare i database esistenti ai casi studio locali, l'onerosità del processo sia a livello di tempo necessario per la ricerca sia in termini di risorse, nonché, non da poco, la necessità di competenze specialistiche in grado di fornire la corretta lettura dei dati elaborati. Questi sono i motivi che hanno spinto la ricerca internazionale ad elaborare dei sistemi di valutazione qualitativa della sostenibilità più semplificati e, per questo, più accessibili ai tecnici. Si tratta di metodologie multicriteri che fanno riferimento a una sostenibilità debole in quanto prendono in considerazione svariati temi ambientali, ai quali fanno corrispondere degli indicatori, qualitativi e quantitativi, interscambiabili tra di loro e quindi mettendo sullo stesso livello le diverse problematiche ambientali.

## 2.3. I metodi di valutazione ambientale adottati

Dall'analisi e dalla sintesi di queste due procedure di valutazione, l'una basato su indicatori sintetici e l'altra su metodologie multicriteri, si è cercato di elaborare in questo

lavoro di ricerca un proprio protocollo di valutazione della sostenibilità da applicare al contesto costruttivo preso in esame.
Per l'individuazione di materiali e tecniche costruttive eco-responsabili si è operato uno studio di tipo comparativo delle soluzioni comunemente adottate e di soluzioni alternative etichettate come "ecologiche" e "sostenibili".
Questo studio è stato effettuato mediante la procedura LCA con l'ausilio del software SimaPro 7.3, capace di stimare il bilancio ecologico delle soluzioni individuate per la realizzazione delle fondazioni, delle strutture portanti, dell'involucro e degli infissi, a parità di prestazione.
I dati relativi alla ricostruzione del ciclo di vita delle diverse soluzioni studiate sono stati estrapolati dai database associati al software utilizzato e dalla letteratura tecnica specifica e adattati al contesto di riferimento in base anche alle testimonianze delle maestranze locali.
Per la definizione di linee guida al ri-abitare sostenibile, ovvero all'abitare sostenibile in contesti esistenti mediante interventi di recupero, sono stati presi in esame diversi protocolli nazionali (i Protocolli ITACA della regione Puglia, Toscana, Umbria e Basilicata) e internazionali (il LEED, il BREEAM, l'HQE, il CASBEE e altri), basati su metodologie multicriteri.
Dalla loro sintesi e adattamento al contesto costruttivo studiato, sono stati individuati degli indicatori della sostenibilità ambientale degli interventi di recupero in ambito dell'edilizia storico-tradizionale da tradurre in possibili indirizzi di carattere progettuale che andranno ad integrare l'apparato normativo attuativo di cui si compone il piano particolareggiato o il piano del recupero.

### 2.4. Risultati

Il primo risultato che emerge dalla ricerca svolta è la maggiore sostenibilità del recupero di un edificio preesistente rispetto alla sua demolizione e ricostruzione ex-novo sia in termini di consumi di risorse sia per il quantitativo di rifiuti prodotti. Confrontando i bilanci ecologici di un intervento di recupero di un manufatto storico in stato di degrado, effettuato seguendo pratiche eco-responsabili, e di un intervento di demolizione dello stesso manufatto e di rifacimento, al suo posto, di una nuova costruzione, secondo le comuni prassi costruttive locali, emerge un quadro senza dubbio più oneroso per quest'ultimo.
I fattori che incrementano l'impronta ecologica di una nuova costruzione eseguita secondo una procedura costruttiva tradizionale-artigianale sono:

- prevalenza delle lavorazioni in opera e di tipo "a umido" con conseguente produzione eccessiva di rifiuti e sfridi più o meno pericolosi;
- numero di lavorazioni elevato;
- utilizzo di materiali da costruzione a buon costo di mercato, talvolta con livelli prestazionali inferiori e con un carico ambientale più elevato (quest'ultimo dovuto all'incidenza delle fasi di trasporto, estrazione, utilizzo di sostanze tossiche, durata a causa dell'incompatibilità con gli altri materiali);
- maggior consumo di energia di gestione del manufatto, dovuto alla presenza di ponti termici, poca attenzione allo sfruttamento degli apporti gratuiti e ai sistemi di climatizzazione passiva, alla massa termica ed efficienza energetica dell'involucro edilizio, all'utilizzo di impianti di riscaldamento e raffrescamento sovradimensionati;
- scarsa attenzione, già in fase decisionale, alla fase manutentiva e alla sua rilevanza in termini di carico ambientale e energetico (a causa di sostanze di ripristino quasi sempre tossiche, soluzioni che richiedono lavorazioni "a umido", utilizzo di nuovi materiali con un proprio carico ambientale consistente, azioni di intervento che richiedono notevoli consumi di energia o che vanno a danneggiare l'esistente).

Di contro, i punti a cui occorre prestare attenzione già nella fase decisionale del processo progettuale in termini di rispetto dell'ambiente sono sintetizzati nel seguente elenco:
- maggior ricorso alla prefabbricazione, al montaggio e all'assemblaggio dei componenti edilizi a piè d'opera, limitazione dei trasporti dallo stabilimento al cantiere e degli imballaggi;
- meno lavorazioni a seconda dello stato di degrado del manufatto esistente;
- utilizzo di materiali realmente ecologici (perché di origine vegetale o animale, privi di additivi inquinanti, prodotti da processi che richiedono ridotti consumi energetici, prodotti da materia prima rigenerabile in tempi brevi, riutilizzabili una volta dismessi o composti a loro volta da materia secondaria, prodotti e commercializzati a livello locale e quindi con contenuti consumi energetici dovuti al loro trasporto, duraturi);
- minor spesa energetica in fase di gestione dell'edificio (coibentazione continua e cura all'eliminazione dei ponti termici, l'utilizzazione di sistemi passivi per lo sfruttamento degli apporti gratuiti generatisi da un'attenta ubicazione degli spazi, delle aperture e sistemi di oscuramento, scelta di materiali per l'involucro edilizio efficienti dal punto di vista energetico sia in regime stazionario sia in regime dinamico, utilizzo di impianti di climatizzazione alimentati da fonti rinnovabili e correttamente dimensionati);
- cura agli aspetti relativi alle fasi di manutenzione del manufatto, prevedendo, già in fase progettuale, la sostituzione, mediante tecniche a secco e di assemblaggio, degli elementi più soggetti ad un frequente ricambio o ripristino delle proprie capacità prestazionali iniziali.

Tale visione nei confronti della prassi costruttiva tradizionale-artigianale non deve sembrare eccessivamente critica, in quanto circa il 60% dei cantieri attivi a livello locale operano seguendo tale prassi. Questo accade per diverse ragioni. Una superficiale conoscenza della tecnica costruttiva e delle sue problematiche da parte sia di chi progetta l'intervento, sia di chi lo esegue; una scarsa attenzione alle potenzialità del manufatto esistente e poca sensibilità nei confronti della sua "energia di memoria" (Energy Memory); scarsa attitudine all'intervento di recupero sia da parte dei committenti sia dei tecnici che prediligono la nuova costruzione; poca sensibilizzazione alle tematiche ambientali e indifferenza agli impatti che le attività umane hanno sull'ambiente; non consapevolezza dell'importanza delle scelte effettuate da parte di committenti, tecnici e esecutori dell'intervento a partire dal momento decisionale della progettazione; scelta di materiali e tecniche costruttive assodate nel settore edilizio locale a causa della poca propensione alla sperimentazione di soluzioni poco note, dell'assenza, a livello locale, di un mercato sensibile alle tematiche legate all'ecologia; assenza di una politica di sensibilizzazione verso le problematiche ambientali alla scala locale e regionale che, attraverso la pianificazione attuativa, orienti gli interventi al recupero del costruito esistente e alla costruzione eco-responsabile.

Un altro risultato che emerge dallo studio operato mediante la procedura LCA è che non tutti i materiali, promossi a livello commerciale come "ecologici", effettivamente lo sono. Vi sono infatti diversi componenti edilizi di origine vegetale che non sono del tutto privi di impatti sull'ambiente; molti infatti, a causa dell'uso di pesticidi e fertilizzanti, generano fenomeni di eutrofizzazione. È per questo motivo che nell'ambito della definizione del bilancio ecologico di un prodotto o di un processo è importante prendere in considerazione non solo gli indicatori relativi alla $CO_2$ emessa ma anche quelli relativi a tutti gli altri impatti (consumo di energia, acqua e materie prime, eutrofizzazione, acidificazione, tossicità, assottigliamento della fascia dell'ozono, formazione del photosmog, produzione di rifiuti).

Inoltre, quando si mettono a confronto più soluzioni costruttive è importante definire in modo corretto l'unità funzionale, ovvero la quantità di materiale necessaria a garantire la prestazione attesa.

## 3. Conclusioni

Alla luce delle premesse fatte e dei risultati ottenuti è stato possibile dimostrare, mediante questo lavoro di ricerca, come, in un approccio di tipo *bottom-up*, sia possibile utilizzare la procedura LCA come supporto per una pianificazione eco-sostenibile.
L'utilizzo di questa tecnica innovativa, nata come strumento di valutazione ambientale nell'ambito del design industriale, se applicata sin dalla fase decisionale e progettuale in un processo edilizio, consente di compiere delle scelte eco-responsabili e di effettuare degli interventi costruttivi attenti alle tematiche ambientali.
Unendo assieme le considerazioni derivanti dagli studi LCA e dalle comuni prassi costruttive della bioedilizia, è possibile arrivare alla definizione di una sorta di protocollo contenente le linee guida per una progettazione eco-sostenibile.
Applicare tale metodologia ad una realtà costruttiva esistente, ci consente di individuare delle norme tecniche capaci di interpretare e valorizzare al meglio i caratteri legati a quel contesto specifico.
Considerato l'importante patrimonio edilizio storico che si trova in Italia e convenuto che intervenire sull'esistente sia senza dubbio più eco-sostenibile rispetto a costruire ex-novo, una volta analizzato il contesto locale di riferimento è possibile applicare questa metodologia nella definizione di norme tecniche attuative per la sostenibilità ambientale nell'ambito dei piani particolareggiati o di recupero comunali. L'analisi del contesto locale deve riguardare il costruito storico esistente ma deve essere estesa anche ai seguenti aspetti:

- i fattori ambientali naturali e i fattori climatici del territorio (dati igrotermici, pluviometrici, di soleggiamento);
- le risorse ambientali, idriche ed energetiche, con particolare riferimento alle fonti rinnovabili già presenti o perseguibili nel territorio;
- i fattori di rischio ambientale e naturale di natura antropica;
- le risorse e le produzioni locali.

In questo modo è possibile ricostruire un quadro di riferimento locale completo sul quale poter perseguire i seguenti obiettivi:

- in assenza di una normativa cogente a livello regionale, elaborare degli strumenti urbanistici locali in grado di conseguire la sostenibilità ambientale a partire dalla pianificazione esecutiva comunale sino alla scala del progetto edilizio, prestando attenzione al risparmio idrico ed energetico, alla permeabilità dei suoli e all'uso di materiali da costruzione riciclabili, recuperati, di provenienza locale e che rispettano il benessere e la salute degli abitanti;
- contestualizzare le attuali disposizioni nazionali in materia di sostenibilità ambientale nell'ambito dell'edilizia in modo da individuare gli effettivi attori che saranno coinvolti nelle dinamiche auspicate di sviluppo sostenibile;
- orientare i tecnici e i professionisti verso scelte eco-responsabili soprattutto rivolte all'uso di materiali, di componenti edilizi e di tecnologie costruttive che siano ecologicamente compatibili, in base alla loro natura di materie prime rinnovabili, al contenuto consumo energetico richiesto ai fini della loro estrazione, produzione, distribuzione e smaltimento, al loro richiamo a tradizioni produttive e costruttive locali legate ai caratteri ambientali dei luoghi; che siano riciclabili, riciclati, di recupero, di provenienza locale e contengano materie prime rinnovabili e durevoli nel tempo o materie prime riciclabili; che siano caratterizzati da ridotti valori di energia e di emissioni di gas serra inglobati e che rispettino il benessere e la salute degli abitanti;
- favorire gli interventi di recupero degli edifici, avviando in tal modo un processo di rivitalizzazione di quelle aree oramai sempre più disabitate come lo sono i nostri centri storici.

In questo modo non si vuole assolutamente ostacolare l'utilizzo di certi materiali o discreditare le pratiche costruttive locali.
Quello che si vuole fare è innanzitutto perseguire un'azione capillare di comunicazione, informazione, sensibilizzazione nei confronti degli enti locali e dei tecnici, operatori economici, cittadini, affinché tutti, coscienti dei benefici sociali dell'abitare sostenibile, siano pronti a compiere una scelta consapevole diventando essi stessi protagonisti del cambiamento.
Questa è la strada che questo lavoro di ricerca ha individuato per poter contribuire, attraverso il settore dell'edilizia, allo sviluppo sostenibile locale e territoriale, qualora venisse esteso a livello di rete.
Uno sviluppo in chiave "ambientale" perché intende valorizzare il capitale naturale locale con l'intento di ottenere il miglioramento della qualità ambientale, architettonica e della salubrità degli insediamenti.
Uno sviluppo "economico" perché promuove lo sviluppo armonico del territorio, dei tessuti urbani e delle attività produttive, in particolare di quelle autoctone.
Uno sviluppo "sociale" perché presuppone l'impegno e la partecipazione di tutti i soggetti locali che rappresentano gli attori ma anche i beneficiari di questo cambiamento.
Questo lavoro rappresenta solamente il punto di partenza di una ricerca che verrà continuamente aggiornata ed integrata in base alle continue evoluzioni in ambito scientifico in relazione alla procedura e alla metodologia adottate.
Inoltre è auspicabile una estensione dell'ambito di studio preso come riferimento ad una scala più ampia in cui prevalga il senso comune di preservare la propria identità storico-culturale e la condivisione delle rispettive risorse naturali, produttive e sociali.

## 4. Bibliografia


Ashby, MF 2011, Materials and the Environment. Eco-Informed Material choice, 2nd edn, Butterworth-Heinemann of Elsevier , Waltham, USA.

Baldo, GL, Marino, M, Rossi, S 2008, Analisi del ciclo di vita LCA. Gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi, Edizioni Ambiente, Milano

Lavagna, M 2008, Life Cycle Assessment in edilizia. Progettare e costruire in una prospettiva di sostenibilità ambientale, Hoepli Editore, Milano.

Neri, P (a cura di) 2008, Verso la valutazione ambientale degli edifici: Life Cycle Assessment a supporto della progettazione eco-sostenibile, Alinea Editrice, Firenze.

Tiezzi, E 2005, Tempi storici, tempi biologici. Venticinque anni dopo, Donzelli editore, Roma.

Tiezzi, E, Pulselli, RM 2008, Città fuori dal caos. La sostenibilità dei sistemi urbani, Donzelli editore, Roma.

# Life Cycle Assessment di un padiglione temporaneo: strategia virtuosa del riuso di componenti e prodotti

Carol Monticelli[1], Valeria Giurdanella[1], Stefano Aliprandi[1], Salvatore Viscuso[1], Alessandra Zanelli[1]
[1] Dip. ABC - Architecture, Built Environment and Construction Engineering
Politecnico di Milano, Via G. Ponzio 31, 20133, Milano
carol.monticelli@polimi.it

## Abstract

*Il saggio si focalizza sulla riduzione dei rifiuti da costruzione e di demolizione (C&D) e dello sfruttamento di risorse vergini nel settore delle costruzioni e intende comprendere le potenzialità offerte nel progetto di architettura dall'ottimizzazione del ciclo di vita dei prodotti e dalla chiusura dei cicli materiali attraverso possibili scenari di fine vita virtuosi. Il caso applicativo di valutazione del ciclo di vita di un padiglione temporaneo consente di indagare l'efficacia del riuso di componenti in architettura come scenario di fine vita eco-efficiente dei prodotti edilizi e approfondirne le modalità di computo nella metodologia LCA. I risultati verificano la fattibilità del recupero di componenti in architettura ed evidenziano come il riuso consenta la riduzione degli impatti ambientali fino al 40% per alcune categorie di impatto, dimostrando la possibilità di integrare creatività progettuale e riduzione delle pressioni ambientali esercitate.*

## 1. Introduzione: la strategia del riuso in architettura e la LCA

La consapevolezza dell'uso efficace di risorse, tecniche e materiali nel ciclo di vita del progetto e della costruzione è sempre più consolidata a livello teorico, l'approccio *Life Cycle Thinking* si è esteso al design ed è regolamentato da politiche e normative nazionali e internazionali (COM CE 302 2003, COM CE 10117 2006, COM CE 670 2005, ISO/TR 14062 2002, ISO 15686-2 2001, ISO 14040, 1997), con sperimentazioni e applicazioni nell'architettura contemporanea sempre più interessanti, dai progetti con certificazioni ambientali[23], agli studi di architettura che ne fanno poetica progettuale[24]. Nel contempo l'applicazione diffusa e le acquisizioni sui vantaggi effettivi in termini di bilancio ecologico, soprattutto relative alla fase di fine vita delle costruzioni, sono ancora un campo aperto di ricerca e sperimentazione, in particolare in Italia e su progetti che non intendono rinunciare alla qualità architettonica e alla creatività progettuale.

In questo scenario, il saggio indaga l'integrazione del riuso di componenti nel progetto e nella costruzione di un padiglione temporaneo, verificando la fattibilità e gli impatti ambientali netti, causati ed evitati, attraverso la LCA.

È interessante evidenziare che, dal punto di vista dell'ecologista, un edificio è solo una fase transitoria nel flusso di materiali e di energia della biosfera, assemblato e gestito per un breve periodo di uso, generalmente definito economicamente (Yeang, 2006). Pertanto puntare all'efficacia della relazione tra durata dell'edificio, durabilità di componenti e fattibilità del riuso degli stessi diventa una strategia di eco-compatibilità.

23 Molteplici sistemi di certificazione ambientale (LEED, ITACA, BREEAM sono solo alcuni) dedicano uno specifico capitolo alla gestione di Materiali e Risorse considerando le percentuali di riuso, riciclo, la gestione dei rifiuti e l'approvvigionamento da contesti locali, come indicatori di eco-efficienza.

24 Lo studio di architettura 2012Architecten basa sul processo di decostruzione e riuso la propria poetica e nel primo edificio residenziale realizzato con più del 70% materiali di riuso, è stata messa in atto una filiera del recupero per i materiali, dalla struttura portante al rivestimento

iii Dal punto di vista didattico l'esercizio progettuale prevedeva la il perseguimento degli attuali paradigmi progettuali di adattabilità d'uso, flessibilità tecnologica e reversibilità costruttiva e sulla base dell'eco-efficienza: *life cycle thinking*, *time-based design*, uso di materiali a km Zero.

Inoltre l'accelerazione dei cicli di produzione e scarto, con riduzione forzata della vita utile di materiali e componenti, rendono insostenibili le quantità di rifiuti generati e lo spreco di risorse. Una seconda vita utile riduce i rifiuti e preserva l'energia incorporata nei materiali. Nonostante gli evidenti vantaggi della strategia del riuso, emergono molteplici barriere operative così come inevitabili limiti nella valutazione LCA. Nella metodologia LCA il riuso è considerato come un sistema in cui il rifiuto, da prodotto in una funzione (sistema con materiali nuovi), costituisce la materia prima in una funzione seguente (sistema con componenti di riuso) (Thormark, 2000). Inoltre nella LCA gli effetti del riuso sono gestiti come "allocazione", ovvero il processo di assegnazione dei flussi di materiale e energia, così come dei carichi ambientali associati, di un sistema alle differenti funzioni dello stesso (id., 2000). Il riuso a fine vita fa emergere un vantaggio dovuto ai processi evitati, capace di compensare parte degli impatti generati precedentemente.

## 2. LCA comparativa di due differenti soluzioni di reperimento degli elementi costruttivi per un padiglione tessile

Lo studio propone una LCA comparativa di due differenti soluzioni di reperimento dei materiali costruttivi per la costruzione di un padiglione temporaneo sperimentale, progettato e realizzato durante un workshop organizzato all'interno della attività didattica del Laboratorio di Costruzione dell'Architettura 1, presso il Politecnico di Milano (a.a. 2012-2013) (ISCN, 2012)[iii]. La prima soluzione prevede la costruzione del padiglione con materiali di nuova generazione provenienti da aziende produttrici (caso 1) e la seconda con materiali di riuso per più dell'80% provenienti da filiere di scarto (caso 2).

### 2.1. Metodologia

Per la valutazione dell'impatto ambientale si fa riferimento all'ISO 14040 e a pubblicazioni scientifiche in letteratura. I processi relativi ai materiali di riuso, sono considerati come processi evitati, per cui i quantitativi recuperati alla fine del loro primo ciclo di vita sostituiscono i quantitativi introdotti in fase di costruzione, a meno dei consumi derivanti dal trasporto (Blengini, 2009, Thormark, 2001a). La redazione dell'LCI e la valutazione LCA sono state condotte con il software SimaPro 7.3.2, quale fonte primaria per reperire i dati per l'inventario di tutte le voci dei processi manifatturieri relative ai materiali e componenti coinvolti. I risultati della LCI sono stati caratterizzati, nella fase LCIA, con il metodo di valutazione EPD 2008 (v1.03), i cui fattori di caratterizzazione sono conformi alla norma UNI EN ISO 14045:2012. L'approccio intrapreso per il computo dell'effetto del riuso e dell'impostazione dei processi all'interno di Sima Pro 7.3.2 è lo stesso riscontrato nella letteratura scientifica, nei casi studio documentati a livello nazionale e internazionale sopra citati, pur nella consapevolezza di una non-armonizzazione sul tema e degli inevitabili fattori di incertezza. Operativamente, nell'impostazione dei processi nel software, per lo scenario del riuso si è adottato il metodo dei cosiddetti *Avoided products*, ovvero dei prodotti evitati, in base al quale ai processi di riuso viene scalata l'evitata produzione dei corrispondenti prodotti vergini e dei conseguenti carichi ambientali.

Tuttavia poiché nel modello sono stati considerati non solo i benefici del riuso, ma anche i carichi energetici ambientali dei processi, nonché dei trasporti, l'analisi LCA condotta consente di valutare i benefici e/o danni ambientali netti, risultanti dalla differenza tra impatti evitati meno impatti causati. Ogni processo è stato così strutturato: 1. come dato di Input (materiali e processi), è stata considerata la voce equivalente al processo produttivo del materiale o componente; 2. come dato di Output, sono state considerate come *avoided products* le voci equivalenti al processo produttivo dei componente (con una allocazione del dato interna al software) (es. per pallets *Sawn timber, softwood, raw, air dried, u=20%*, ); *Particle board, outdoor use*, *Steel, low-alloyed, at plant*, 3. come Input (energia) i processi dei trasporti.

Nel modello considerato, il processo di riuso dei prodotti corrisponde a un prodotto evitato, perché i quantitativi di materiali riusati a fine della prima vita funzionale sostituiscono, a meno di consumi derivanti dal trasporto, i quantitativi introdotti in fase di costruzione.

### 2.2. Obiettivo dello studio e campo di applicazione

Il caso studio fa riferimento a prodotti di uso e consumo con una vita utile brevissima, con una elevata funzionalità residua dopo il primo ciclo d'uso e ancora in buone condizioni per un "secondo" ciclo di vita, e a scarti di produzione e lavorazione, che, pur in buone condizioni, sarebbero stati smaltiti. L'obiettivo della LCA consiste nella comparazione fra impatto ambientale nel ciclo di vita (produzione, trasporto, installazione, gestione) del padiglione pensato per essere realizzato con materiali e componenti nuovi (caso 1) e dello stesso costruito con la stessa categoria di materiali e componenti, ma di riuso, provenienti da scarti di diverse filiere (caso 2). Le due diverse filiere di reperimento dei materiali e componenti mettono a confronto anche differenti percorsi per la fase di trasporto.

### 2.3. Il sistema e la funzione del sistema

Il padiglione è un sistema modulare con due coperture circolari "a nuvola" rispettivamente di 17,00m$^2$ e 8,20m$^2$ e con una superficie lorda di pavimento di 14,40m$^2$ + 7,20m$^2$, realizzata con due pedane rettangolari accostate. I 4 sub-sistemi e il sistema di illuminazione accessorio sono così costituiti: *sub1*. basamento con plinti in acciaio stabilizzati da una pedana di pallet in legno; riempimento di sezioni di tubi circolari in polietilene ad alta densità e ghiaia; rivestimento in lastre di plexiglass; *sub2*. pilastri inclinati costituiti da tubi di cartone (lungh. 120cm), giuntati tramite sezioni di tubi in plastica; *sub3*. copertura tessile di PES/PVC costituita da un anello pneumatico toroidale di collegamento tra i pilastri, coperta da una calotta rinforzata di archi, fatti con tubi sottili di PVC, e chiusa sotto da una membrana tesata; i giunti tra i pilastri e la copertura sono costituiti da piastre di acciaio sagomate tagliate a laser; *sub4*. partizioni verticali in membrana retinata PES/PVC con cavi di acciaio per l'aggancio. Il sistema di illuminazione è realizzato con tubi di tessuto PTFE e dischi di policarbonato al cui interno sono fissati i corpi illuminanti a LED. I componenti considerati per il caso 2 provengono da prodotti di recupero, quali scarti di lavorazione e giacenze di magazzino: i tubi di cartone dei rotoli di carta per la stampa reperiti presso il Centro Stampa del Politecnico e le copisterie limitrofe al Campus; i profili di plastica, usati per connettere i tubi di cartone recuperati dall'ufficio di Manutenzione del Campus da scarti di cantiere da smaltire; i pallet di legno da un'azienda produttrice di acque minerali; i tubi di riempimento delle pedane dagli scarti di produzione di una azienda produttrice di tubi per acquedotti, gasdotti e, fognature; la ghiaia è un reimpiego diretto di materiale presente in situ; i tessuti per la copertura e le partizioni provengono dagli scarti di magazzino di un'azienda che confeziona sistemi a membrana. Il riuso, effettuato su scala locale, ha comportato sia un risparmio economico (i materiali di scarto sono stati donati in quanto nella maggior parte dei casi avrebbero costituito una spesa per lo smaltimento), che energetico grazie al ridotto tragitto dei materiali trasportati (rispetto all'incidenza di trasporto di materiali nuovi dalla fabbrica al cantiere). Una piccola parte dei materiali è di nuova produzione e realizzata ad hoc per le connessioni in acciaio tra pilastri e copertura e per i plinti di acciaio del basamento. Pertanto per entrambi gli scenari questi prodotti sono considerati come se acquistati direttamente da aziende produttrici, computando di conseguenza le distanze per gli impatti relativi ai trasporti.

### 2.4. I confini del sistema e l'unità funzionale

Nel caso 1, le fasi considerate sono: *a*. reperimento delle materie prime, *b*. produzione dei materiali, prodotti e componenti, *c*. trasporto dall'azienda al cantiere, *d*. uso (elettricità per il sistema di illuminazione notturna e per il compressore per l'insufflaggio d'aria nel pneumatico). Nel caso 2: *a*. produzione dei materiali nuovi (piastre di fondazione, giunti pilastro-copertura); *b*. recupero dei prodotti di riuso (processi di produzione evitati); *c*. trasporto dei materiali di riuso dal luogo di reperimento al cantiere e trasporto dei materiali nuovi dall'azienda al cantiere; *d*. uso (come caso 1). In entrambi gli scenari si sono omesse le fasi di elaborazione dei materiali e componenti in cantiere (es. energia per taglio tubi e saldature tessuto di copertura; riparazione, pulitura dei componenti riusati e adattamento alla nuova funzione) e di fine vita. L'unità funzionale considerata ha la dimensione dell'intero padiglione per arco di vita utile stimato di 4 anni. Di conseguenza, il computo di materiali e componenti considera il peso totale di ogni tipologia di materiale e componente.

### 2.5. La qualità dei dati

I dati d'inventario dei processi di produzione e trasposto nel ciclo di vita dei materiali e componenti da costruzione coinvolti nelle soluzioni comparate sono di tipo secondario e sono stati attinti dal database del software SimaPro 7.3.2. Relativamente ai processi di produzione degli elementi metallici sono state considerate le voci riguardanti la filiera dell'alluminio primario e dell'acciaio primario. Il diagramma di flusso dei processi di produzione e i dati sulle prestazioni ambientali della membrana tessile in PES/PVC (non contenuti nel database) sono stati ricavati a partire da uno specifico studio sul tema (Laratte, Pechénart, 2008) e da dati secondari a letteratura (Smith, 1995), sia per quanto riguarda i processi di produzione dei componenti di partenza (granuli di PVC, filato di poliestere e tinta), sia per quanto concerne i processi di produzione della membrana tessile (produzione di filati, tessitura, finissaggio tessile e spalmatura). Attraverso il software SimaPro si è costruito il diagramma di flusso inserendo il nuovo processo per la produzione di 1 kg di PES/PVC nella categoria merceologica Plastics del database. I dati relativi al processo di produzione di PES/PVC sono basati su sottoprocessi presi da dati medi della banca dati di SimaPro ed elaborati nelle quantità secondo i riferimenti a letteratura. Gli impatti ambientali dei trasporti sono stati valutati sulla base della distanza di viaggio e del peso dei materiali e dei componenti trasportati (i mezzi usati sono camion 16-22 t., auto, scooter, a piedi).

## 3. Life Cycle Inventory

| **Caso 1 - nuovo** | | **Caso 2 – riuso + nuovo** | |
|---|---|---|---|
| *Copertura* | | *Copertura* | |
| giunti acciaio | 10,8 | giunti acciaio | 10,8 |
| tessuto pes/pvc | 50,4 | tessuto pes/pvc RIUSO | 50,4 |
| tubi in pvc curvatura | 1,4 | tubi in pvc per curvatura lenti | 1,4 |
| *Partizioni d'involucro* | | *Partizioni d'involucro* | |
| tessuto pes/pvc | 6,0 | tessuto pes/pvc RIUSO | 6,0 |
| *Pedana* | | *Pedana* | |
| Lastra in plexiglas | 298,0 | Lastra in plexiglas | 298,0 |
| Pallet legno | 522,0 | Pallet legno RIUSO | 522,0 |
| Plinti in acciaio | 99,0 | Plinti in acciaio | 99,0 |
| Tubi in PE HD riemp. | 391,5 | Tubi in PE HD riemp. RIUSO | 391,5 |
| Ghiaia | 700,0 | Ghiaia RIUSO | 700,0 |
| *Pilastri* | | *Pilastri* | |
| Tubi in cartone | 21,0 | Tubi in cartone RIUSO | 21,0 |
| Tubi in PE HD | 8,3 | Tubi in PE HD RIUSO | 8,3 |
| Tubo tex: policarbonato + tex ptfe | 0,1 +1,5 | Tubo tex: policarbonato + tex ptfe R | 0,1 +1,5 |

*Tabella 1. Fase pre-uso (dalla culla al cancello) - flussi di materiali e componenti in kg*

| Caso 1 - nuovo | | Caso 2 - riuso + nuovo | |
|---|---|---|---|
| *Copertura* | | *Copertura* | |
| giunti acciaio 48,8km | 0,49tkm | giunti acciaio 48,8km | 0,49tkm |
| tessuto pes/pvc 121km | 6,00tkm | tessuto pes/pvc 66,7km RIUSO | 3,36tkm |
| tubi in PVC curvatura 4km | 4 personkm | tubi in PVC curvatura 4km | 4 personkm |
| *Partizioni d'involucro* | | *Partizioni d'involucro* | |
| tessuto pes/pvc 393km | 2,30tkm | tessuto pes/pvc 393km RIUSO | 2,30tkm |
| *Pedana* | | *Pedana* | |
| Lastra in plexiglas 48,8km | 14,50tkm | Lastra in plexiglas 48,8km | 14,50tkm |
| Pallet legno 81 km | 42,38tkm | Pallet legno 74,4km RIUSO | 39,1tkm |
| Plinti in acciaio 48,8 km | 4,83tkm | Plinti in acciaio 48,8 km | 4,83tkm |
| Tubi in PE HD riemp. 41,4 km | 16,40tkm | Tubi in PE HD riemp. 41,4km RIUSO | 16,4tkm |
| *Pilastri* | | *Pilastri* | |
| Tubi in cartone 20km | 0,60tkm | Tubi in cartone 1km RIUSO | 20personkm |
| Tubi in PE HD 10km | 10personkm | Tubi in PE HD 10km | 10personkm |
| Tubo tex: tex ptfe 301km | 0,6tkm | Tubo tex: tex ptfe 301km RIUSO | 0,6tkm |

*Tabella 2. Fase pre-uso: (dal cancello al cantiere) trasporti di materiali e componenti*

Fase d'uso caso 1 e caso 2 – consumo elettrico generato dal sistema di illuminazione e dall'attività alternata del compressore per l'aria insufflata nella copertura (800 kWh per 4 anni)

## 4. Risultati della comparazione degli impatti ambientali

I risultati confermano la previsione secondo cui il caso di impiego di materiali di riuso sia vantaggioso in termini di riduzione degli impatti ambientali in virtù della valutazione, nella metodologia LCA, della produzione evitata di nuovi prodotti, con i conseguenti consumi di risorse e energie evitate, nel bilancio dei flussi di materia ed energia (Monticelli, 2008). Dalla valutazione emerge un vantaggio nel caso del riuso fino al 40% per alcune categorie di impatto, In particolare considerando gli impatti complessivi delle diverse fasi di pre-uso, trasporto e uso, il vantaggio delle diverse categorie di impatto va dal 17% dell'ossidazione fotochimica (PO) al 40% dell'assottigliamento dello strato di ozono (ODP). Nello specifico si ha una riduzione del 27% sugli impatti dell'acidificazione, del 24% sugli impatti del GWP100, del 21% sugli impatti dell'eutrofizzazione e una riduzione del 19% sugli impatti dell'energia incorporata. Si riportano i risultati dapprima suddivisi per fasi e sub-sistemi, poi solo per fasi del ciclo di vita. Emerge come in entrambi i casi la fase pre-uso sia significativamente più impattante delle altre due, nei 4 anni.

Dai risultati in Figura 1 emerge come il sub-sistema del basamento, in entrambi i casi, determini il maggior impatto ambientale (4° istogramma di ogni cat. d'impatto) per tutte le categorie di impatto: il peso totale di tutti i componenti di tale sub-sistema è molto consistente, oltre al fatto di contenere i plinti realizzati in acciaio primario (il cui impatto ambientale/kg è maggiore rispetto a quello/kg degli altri materiali coinvolti). Osservando i contributi dei trasporti, si nota come anche il trasporto relativo ai componenti della pedana (8° istogramma di ogni cat. d'impatto) sia il più impattante, sempre in riferimento maggiore alla quantità consistente rispetto agli altri sub-sistemi.

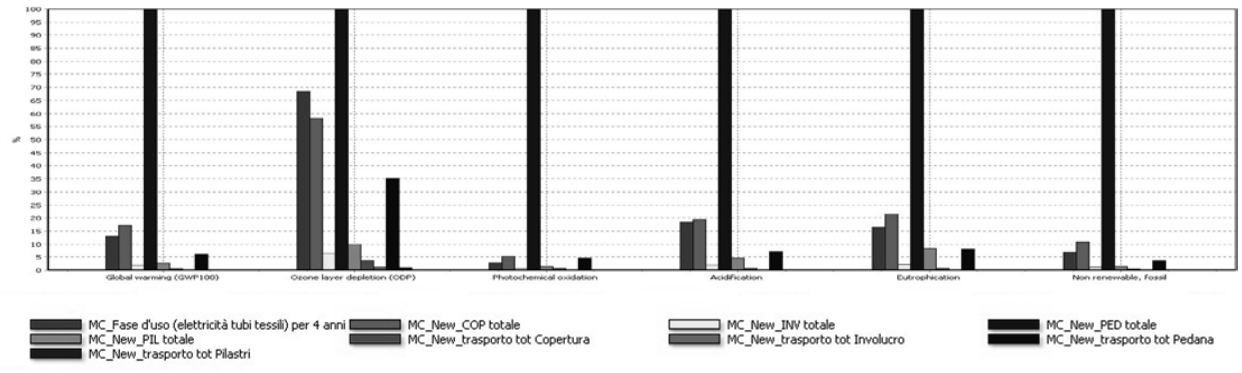



*Figura 1. Caso 1 - Impatti ambientali in % suddivisi per fasi e subsistemi, 1° ist = fase d'uso, 2°-5° ist = pre-uso divido per subsistemi, 6°-9° ist. Trasporti divisi per subsistemi*

Il confronto dei risultati fra caso 1 e caso 2 ha una tendenza simile quasi in tutte le categorie di impatto: la fase di pre-uso ha un impatto più alto, seguita poi dalla fase d'uso e dalla fase di trasporto, con i valori minori. Eccezione i risultati per la categoria *ODP*, in cui nel caso 2 la fase d'uso ha un impatto leggermente maggiore della fase di pre-uso (3%), e quelli per la categoria ossidazione fotochimica (PO), in cui per caso 1 e caso 2 la fase di trasporto ha impatto maggiore della fase d'uso (caso 1: 50% in più, caso 2: 55% in più).

| Cat.d'impatto | Unità | Pre-uso | Trasporto | Uso | Totale |
|---|---|---|---|---|---|
| **GWP100** | kg $CO_2$eq | 2408,68 | 142,20 | 255,82 | 2806,70 |
| **ODP** | kg$CFC_{-11}$eq | 0,000075 | 0,000018 | 0,000029 | 0,000122 |
| **PO** | kg $C_2H_4$eq | 4,59 | 0,24 | 0,12 | 4,95 |
| **Acidification** | kg $SO_2$eq | 7,59 | 0,50 | 1,11 | 9,19 |
| **Eutrophication** | kg $PO_{4---}$eq | 2,47 | 0,18 | 0,31 | 2,95 |
| **Embodied Energy** | MJeq | 65021,50 | 2393,86 | 3940,17 | 71355,53 |

*Tabella 3. Caso 1 - impatti nelle fasi del ciclo di vita (EPD 2007)*

| Cat. d'impatto | Unità | Pre-uso | Trasporto | Uso | Totale |
|---|---|---|---|---|---|
| **GWP100** | kg $CO_2$eq | 1733,22 | 130,47 | 255,82 | 2119,51 |
| **ODP** | kg$CFC_{-11}$eq | 0,000028 | 0,000016 | 0,000029 | 0,000074 |
| **PO** | kg $C_2H_4$eq | 3,75 | 0,22 | 0,12 | 4,09 |
| **Acidification** | kg $SO_2$eq | 5,08 | 0,46 | 1,11 | 6,65 |
| **Eutrophication** | kg $PO_{4---}$eq | 1,86 | 0,16 | 0,31 | 2,33 |
| **Embodied Energy** | MJeq | 51433,56 | 2195,93 | 3940,17 | 57569,65 |

*Tabella 4. Caso 2 - Impatti nelle fasi del ciclo di vita (EPD 2007)*

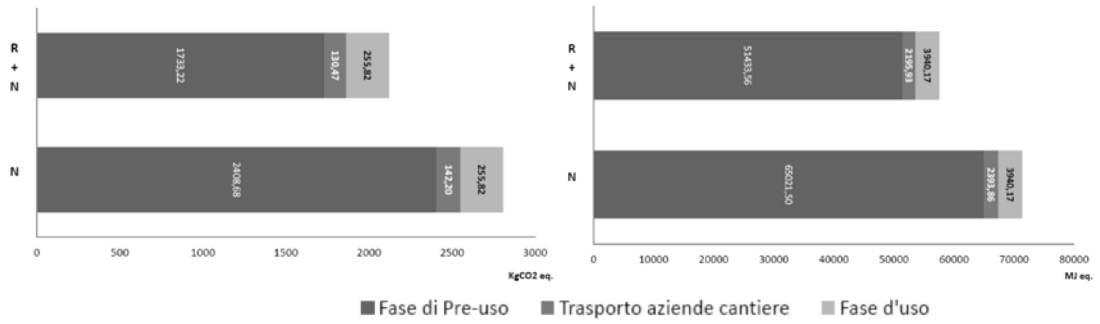



*Figura 2. Confronto degli impatti dei 2 scenari per GWP 100 e per Embodied Energy*

## 5. Conclusioni

A proposito dello specifico scopo di valutare l'efficacia dello scenario di riuso dei componenti edilizi tramite metodologia LCA, si può concludere che sono emerse considerazioni interessanti sia per quanto riguarda gli aspetti progettuali che per quelli metodologici della valutazione, considerando consapevoli dei limiti dell'esercizio progettuale e degli ulteriori affinamenti nell'uso dello strumento valutativo. Allo scopo di orientare la cultura del progetto verso l'adozione di strategie compatibili con la salvaguardia dell'ambiente, lo studio ha messo in luce come i vantaggi della chiusura dei cicli materici, attraverso il recupero e riuso di prodotti, non siano solo concetti teorici, ma possano essere strategie concretamente perseguibili nella prassi, oltre che dimostrabili e valutabili in termini di bilancio ambientale degli impatti evitati. Il caso studio dimostra come l'attivazione di filiere di recupero e riuso a scala locale abbia una potenzialità anche maggiore rispetto a quella messa in atto, grazie alla quantità di scarti e prodotti secondari disponibili, in attesa di essere smaltiti.

Allo stesso tempo la creazione di indirizzari e mappature delle disponibilità di materiali nei dintorni del cantiere velocizzerebbe e renderebbe più efficace il reperimento di materiali; così come una regolamentazione normativa consentirebbe la diffusione del processo. I risultati della valutazione confermano la previsione secondo cui il caso di impiego di materiali di riuso sia vantaggioso con una riduzione fino al 40% per alcune categorie di impatto. L'approccio adottato intravede possibili sviluppi futuri in diverse direzioni nell'applicazione della LCA su casi studio con materiali di riuso preziosi per contribuire soprattutto con casi studio reali e dati utili per l'accrescimento delle banche dati. In particolare,dati sensibili potrebbero essere ricavati aggiungendo al confronto le fasi di fine vita per valutare gli impatti della decostruzione per il recupero dei componenti, per cui attualmente c'è un esiguo numero di casi valutati mediante LCA. Naturalmente la stessa valutazione potrebbe essere condotta indagando il caso in cui i prodotti e componenti derivino da una filiera del riciclo, per verificare di quanto uno scenario di fine vita sia più vantaggioso rispetto a un altro. Valutando poi la temporaneità di un edificio aperto e stagionale, lo studio ha evidenziato come l'incidenza delle fasi del ciclo di vita non siano affatto sottovalutabili nel progetto: gli impatti in fase di produzione dei componenti edilizi, infatti, risultano di primaria importanza (in uno scenario in cui leggerezza e reversibilità sono prioritari) rispetto agli impatti quasi nulli in fase d'uso, senza impianti di climatizzazione.

## 6. Bibliografia


Balázs S., Antonini E., Tarantini M. 2000, "Application of Life Cycle Assessment (LCA) methodology for valorization of building demolition materials and products", in Serenda M.Gupta *Proceedings of SPIE Conference on Environmentally Conscious Manufacturing, Boston (USA),* Oct. 6-8, 2000, SPIE - The Internation Society of Optical Engeneering, Vol. 4193.

Blengini G. A. 2009, "Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy", *Building and Environment*, No. 44 pp. 319-330.

Giurdanella V., Zanelli A. 2006, *Lightweight, adaptable and reversible construction: sustainable strategies for housing*. In Scheublin, F., Pronk, A. (eds.), *Adaptables2006*, International Conference on Adaptable Building Structures, TU/e, Eindhoven, Vol.3, pp. 189-193.

ISCN, www.international-sustainable-campus-network.org, 2012.

Laratte B., Pechénart E. and other, 2008, *Étude ACV de la Batyline – analyse de Cycle de Vie réalisée selon ISO 14040*, Nantes.

Monticelli C., 2008, *L'incidenza dello scenario di fine vita dei componenti nella valutazione ambientale LCA alla scala edilizia*, in "Europa del recupero: ricerche, tecnologie, strumenti e casi studio per una cultura della responsabilità ambientale - LCA&Innovazione in Italia buone prassi e casi di successo", Ecomondo 12° Fiera Int. del Recupero di Materia ed Energia e dello Sviluppo Sostenibile, Rimini, 5-8 novembre, Maggioli, Santarcangelo di Romagna, p. 526-533.

Preston S.J, Bank L.C. 2012, *Portals to an Architecture: Design of a temporary structure with paper tube arches*, In: Construction and building materials, Elsevier, No. 30 pp. 657-666.

Smith G.C., Barker R.H., *Life cycle analysis of a polyester garment*, *Resources, Conservation and Recycling*, no. 14, 1995, pp. 233-249.

Thormark C 2000, "Environmental analysis of a building with reused buildings materials", in *International Journal of Low Energy & Sustainable Building*, vol.1.

Thormark C 2001a, *Recycling Potential and Design for Disassembly in Buildings*, KFS, Lund, Svezia.

Thormark C. 2001b, "A low energy building in a life cycle-its embodied energy, energy need for operation and recycling potential", in Building and Environment, No. 37, pp. 429 - 435.

# LCA comparativa di sistemi di rivestimento leggeri per la riqualificazione delle chiusure verticali esterne di edifici

Carol, Monticelli[1], Alessandra, Zanelli[1], Andrea, Campioli[1]
[1] Dip. ABC - Architecture, Built Environment and Construction Engineering,
Politecnico di Milano, Via G. Ponzio 31, 20133, Milano
carol.monticelli@polimi.it

## Abstract

*La sempre più diffusa sensibilità nei confronti del tema del contenimento dei consumi energetici degli edifici residenziali esistenti ha determinato la messa a punto di soluzioni di riqualificazione delle chiusure verticali esterne che, se da un lato hanno come obiettivo prioritario quello di raggiungere elevati livelli di efficienza energetica dell'edificio, dall'altro offrono un'importante occasione per implementare le prestazioni secondarie delle chiusure, prima fra tutte quella estetica. In questo senso, un ruolo decisivo è affidato allo strato più esterno: il rivestimento. Numerose e molto diversificate sono le opzioni oggi disponibili sul mercato. Questo saggio si concentra su alcune di esse, basate sull'impiego di tecniche di assemblaggio a secco e di materiali traslucidi leggeri a base tessile, mettendone in evidenza il caratteristico profilo ambientale attraverso una valutazione comparativa LCA effettuata anche considerando materiali di rivestimento non tessili.*

## 1. LCA per la valutazione dei sistemi costruttivi leggeri

Le membrane tessili trovano da anni ampia applicazione nel settore delle costruzioni con particolare riferimento al settore geotecnico e alla realizzazione di grandi coperture tensostrutturali e pressostrutturali. Si tratta di nicchie che tuttavia nell'ultimo decennio sono andate ampliandosi grazie alla sperimentazione e diffusione di soluzioni tessili per la realizzazione di componenti edilizi quali partizioni interne removibili, controsoffitti tesati, sistemi di insonorizzazione, elementi di ombreggiamento, superfici per retroilluminazione, rivestimenti di chiusure verticali esterne, proponendo una gamma diversificata di soluzioni, che nell'insieme sono tutte basate sulla combinazione di pannelli di tessuto tecnico con un'intelaiatura rigida di supporto e di pre-tensionamento che, a seconda dei casi, può essere di alluminio, acciaio, materiali compositi fibro-rinforzati, legno.

L'accresciuto impiego dei tessili in edilizia, impone un approfondimento delle caratteristiche ambientali delle soluzioni tecniche che prevedono un loro impiego e il riferimento a valutazioni basate sulla metodologia LCA si rende indispensabile nella prospettiva di contribuire alla precisazione delle prestazioni ambientali delle soluzioni leggere e, in particolare di quelle a base tessile in modo conforme agli orientamenti assunti in ambito europeo in materia di certificazione dei prodotti da costruzione.

Inoltre, con particolare riferimento ai sistemi di rivestimento delle chiusure verticali occorre sottolineare come una conoscenza analitica degli impatti prodotti dalle diverse parti che costituiscono il sistema (elemento di rivestimento, sottostrutture, agganci, sigillature) nelle diverse fasi del ciclo di vita, può contribuire a orientare la progettazione del sistema nella direzione delle combinazioni a minore impatto.

## 2. LCA comparativa di 5 sistemi di rivestimento traslucido

Lo studio propone un'analisi LCA comparativa di cinque soluzioni di riqualificazione energetica delle chiusure verticali esterne di un edificio di edilizia sociale situato nel quartiere razionalista Lorenteggio (1938-1944) nel Comune di Milano. Le cinque soluzioni proposte presentano identica prestazione di isolamento termico (U = 0,31 W/m$^2$K) e dal punto di vista della prestazione di trasmissione luminosa del rivestimento sono tutte traslucide. Esse differiscono nel tipo di rivestimento utilizzato: una soluzione prevede un

rivestimento in U-Glass, una soluzione prevede un rivestimento in policarbonato e le altre tre soluzioni prevedono un rivestimento in tessuto retinato a maglia aperta PES/PVC. Queste ultime si differenziano per tipo e dimensione del sistema di fissaggio alla struttura di supporto.

Nella valutazione sono stati considerati gli impatti ambientali relativi alle fasi di pre-uso e di trasporto al cantiere con particolare riferimento agli indicatori sintetici LCA *global warming potential* (GWP kg $CO_2$eq.), *ozone depletion potential* (ODP kg $CFC_{11}$eq.), *photochemical oxidation* PO (kg $C_2H_4$eq.), *eutrophication* (kg$PO_4^{---}$eq.), *acidification* (kg$SO_2$eq.), *embodied energy* (EE – MJeq.), in conformità alla norma ISO 21930:2007. La redazione dell'LCI e la valutazione LCA sono state condotte con il software SimaPro 7.3.2. I risultati della LCI sono stati caratterizzati, nella fase LCIA, con il metodo di valutazione EPD 2008 (v1.03), i cui fattori di caratterizzazione sono conformi alla norma UNI EN ISO 14045:2012.

### 2.1. Obiettivo dello studio

L'obiettivo principale del presente saggio è quello di indagare l'impatto ambientale di cinque diverse soluzioni tecnico-costruttive di rivestimento traslucido utilizzate come finitura superficiale a protezione dello strato di isolamento termico applicato esternamente a una muratura preesistente in un intervento di retrofit energetico.
Gli obiettivi particolari dello studio sono molteplici. Innanzitutto si vogliono evidenziare le specifiche prestazioni ambientali di sistemi di rivestimento caratterizzati da un analogo comportamento funzionale, ma assai differenti per quanto riguarda gli aspetti estetici. Secondariamente, attraverso il confronto tra soluzioni che presentano lo stesso rivestimento tessile, ma differenti modalità di fissaggio alla struttura muraria preesistente, si intende evidenziare la relazione che sussiste, nelle diverse situazioni, tra gli impatti attribuibili agli elementi di rivestimento e quelli invece imputabili alla struttura di supporto. Infine si vuole evidenziare il peso ambientale che riveste il trasporto dei componenti dal luogo di produzione al cantiere in relazione alla differente distribuzione territoriale della struttura produttiva che caratterizza le diverse soluzioni approntate. In tal senso si è assunto che i componenti provengano dall'impianto di produzione più vicino al cantiere e pertanto si è fatto riferimento a specifici prodotti presenti sul mercato.

### 2.2. I confini del sistema

Nel confronto è stata studiata dettagliatamente la fase di pre-uso (estrazione delle materie prime, lavorazione dei materiali, produzione dei componenti) e il trasporto dei componenti dal luogo di produzione al cantiere. La fase d'uso non è stata considerata in quanto il fabbisogno energetico dell'edificio, migliorato dall'intervento di riqualificazione, è lo stesso in tutti i casi e il contributo offerto dal rivestimento alla prestazione energetica può essere considerato ininfluente. Si è calcolata pertanto la prestazione di isolamento termico della chiusura verticale in regime stazionario. Con l'intervento di retrofit energetico la prestazione passa da una trasmittanza termica (U) di 1 W/$m^2$K a una trasmittanza termica (U) di 0,31 W/$m^2$K, conforme ai requisiti stabiliti dalle leggi nazionali e regionali vigenti.

### 2.3. Unità funzionale

Nel confronto delle soluzioni è stata considerata come unità funzionale la facciata più piccola e omogenea dell'edificio (13,55 m di altezza e 10,8 m di larghezza, per una superficie complessiva di 146,34 $m^2$).

Le quantità dei materiali utilizzati in ogni soluzione sono state calcolate sulla base dei disegni esecutivi di dettaglio. In tal senso occorre sottolineare che il dimensionamento e la modularità del sistema di supporto del rivestimento di ciascuna soluzione sono stati ipotizzati considerando le specificità di ciascuna soluzione con riferimento sia agli aspetti produttivi sia agli aspetti di posa in opera, secondo le indicazioni dei fornitori.

Per ognuna delle cinque soluzioni il flusso dei materiali in ingresso è stato calcolato moltiplicando l'unità di massa di ogni singolo componente per il peso necessario alla realizzazione dell'intervento dell'intera superficie di 146,34 $m^2$. Il peso dei rivestimenti, esclusi gli elementi di fissaggio, è di 24,5 kg/$m^2$ per il rivestimento con U-Glass, di 4 kg/$m^2$ per il rivestimento in policarbonato e di 0,6 kg/$m^2$ per i rivestimenti in tessuto PES/PVC.

### 2.4. Caratteristiche delle cinque soluzioni

L'intervento di riqualificazione ha avuto come primo obiettivo quello di soddisfare i requisti di trasmittanza previsti dalla normativa per la zona climatica di Milano. Tale obiettivo è stato perseguito mediante il rifacimento dell'intonaco interno del paramento murario in mattoni di spessore 36 cm esistente e l'aggiunta all'esterno di uno strato isolante di 8 cm di lana di roccia. A partire da questo intervento sono poi stati ipotizzati cinque tipi di rivestimento che differiscono per materiali impiegati e per modalità di connessione, oltre a presentare differenze sostanziali di ordine morfologico ed estetico. Di seguito si riportano le caratteristiche delle soluzioni messe a confronto:

*A*. Intervento di *retrofit* energetico (IRE) comune a tutte le soluzioni
- Rifacimento intonaco e applicazione strato isolante 8 cm lana di roccia.

*B*. Soluzione con rivestimento in U-Glass (IRE + U-Glass)
- Rivestimento in elementi U-Glass spessore 7 mm, dimensioni 26,2 x 330 x 6 cm (ali della U).
- Giunti in silicone tra elementi in U-Glass
- Supporti lineari in acciaio in corrispondenza dei piani

*C*. Soluzione con rivestimento in Policarbonato (IRE + PC)
- rivestimento in fogli di PC alveolare spessore 4 cm, dimensioni 43,5 x 330 cm
- Supporti lineari in acciaio in corrispondenza dei piani

*D*. Soluzione con rivestimento tessile fissato su doppia orditura (IRE + Tex1)
- Rivestimento in tessile a mesh aperta di PES/PVC, 420 gr/$m^2$, sp. 0,75 mm
- 16 pannelli tessili prefabbricati e pretensionati
- 16 telai di supporto in alluminio di dimensioni 270 x 330 cm, spessore 6 cm

*E.* Soluzione con rivestimento tessile fissato su orditura semplice (IRE + Tex2)
- Rivestimento in tessile a mesh aperta di PES/PVC, 420 gr/$m^2$, sp. 0,75mm
- 5 pannelli tessili prefabbricati e pretensionati di altezza pari alla facciata
- 5 telai di supporto in alluminio, dimensioni 250 x 1355 cm, spessore 5 cm
- Fissaggi puntuali in alluminio e keder in gomma

*F*. Soluzione con rivestimento tessile fissato per punti (IRE + Tex3)
- Rivestimento in tessile a mesh aperta di PES/PVC, 420 gr/$m^2$, sp. 0,75mm
- Unica superficie tessile di dimensioni pari all'intera facciata: 1080 x 1355 cm
- Agganci puntuali in alluminio

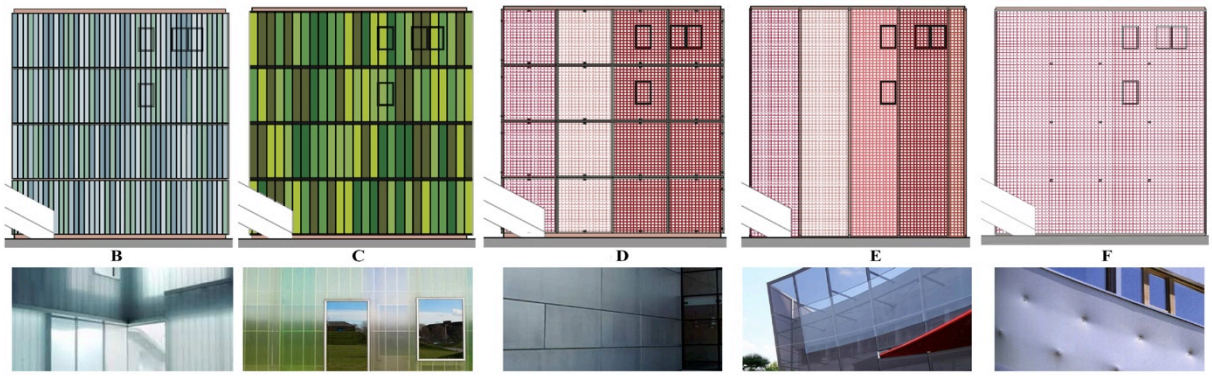



*Figura 1. Confronto morfo-tipologico delle soluzioni progettate*

### 2.5. Assunzioni e limitazioni

I dati d'inventario dei processi di produzione e trasposto nel ciclo di vita dei materiali e componenti da costruzione coinvolti nelle soluzioni comparate sono di tipo secondario e sono stati attinti dal database del software SimaPro 7.3.2. Relativamente ai processi di produzione degli elementi metallici sono state considerate le voci riguardanti la filiera dell'alluminio primario e dell'acciaio primario.

Il diagramma di flusso dei processi di produzione e i dati sulle prestazioni ambientali della membrana tessile in PES/PVC (non contenuti nel database) sono stati ricavati a partire da uno specifico studio sul tema (Laratte, Pechénart, 2008) e da dati secondari a letteratura (Smith, 1995), sia per quanto riguarda i processi di produzione dei componenti di partenza (granuli di PVC, filato di poliestere e tinta), sia per quanto concerne i processi di produzione della membrana tessile (produzione di filati, tessitura, finissaggio tessile e spalmatura). Attraverso il software SimaPro si è costruito il diagramma di flusso inserendo il nuovo processo per la produzione di 1 kg di PES/PVC nella categoria merceologica *Plastics* del database. I dati relativi al processo di produzione di PES/PVC sono basati su sottoprocessi presi da dati medi della banca dati di SimaPro ed elaborati nelle quantità secondo i riferimenti a letteratura.

Gli impatti ambientali associati al trasporto dei materiali sono stati valutati sulla base della distanza tra il produttore e il cantiere, in funzione al peso dei materiali e dei componenti trasportati, trascurando il volume degli stessi.

## 3. LCI - Fase di inventario

Nella fase di inventario sono computati i carichi ambientali associati alle diverse unità di processo della fase di pre-uso. L'analisi di inventario identifica e quantifica sia le risorse e l'energia spesi in ingresso, sia i prodotti, i rifiuti e le emissioni del sistema in uscita, relativi all'unità dei componenti o dei processi, valutando l'uso del suolo, le infrastrutture delle aziende di produzione e i trasporti intermedi durante la fase di produzione.

I valori totali per ogni categoria di impatto delle cinque soluzioni sono stati calcolati moltiplicando i valori necessari per la produzione di 1 kg di materiale per il peso totale di materiale rispetto all'unità funzionale.

L'entità dell'impatto della categoria trasporti è stata misurata moltiplicando il peso totale in relazione all'unità funzionale per la distanza, diversa da sistema a sistema, tra il sito di produzione-fornitura e il cantiere.

| COMPONENTI | B | C | D | E | F |
|---|---|---|---|---|---|
| SOTTO-STRUTTURA DI FISSAGGIO | 649,6 di cui:<br>Staffe in acciaio=34,8<br>Profilo in acciaio=360,6<br>Telaio superiore e inferiore in Al =122<br>Profili in PVC, sup. e inf. per fissaggio vetro = 40,6<br>Chiusura laterale di bordo = 91,6 | 579,13 di cui:<br>Doppio telaio superiore e inferiore in Al = 337,77<br>Viti di ancoraggio = 8,72<br>Chiusura laterale di bordo = 232,64 | 1246,54 di cui:<br>Staffe in Al 1 = 53,8<br>Staffe in Al 2 = 52,3<br>Telaio in Al estruso = 1026,52<br>Piastra in Al = 0,52<br>Viti = 4,36<br>Profilo in PVC di fissaggio del tessuto sui telai = 109 | 639,78 di cui:<br>Staffe in Al=194,4<br>Bordo in Al=156,6<br>Profilo sup. e inf. in Al piatto estruso= 434,2<br>Profilo in PVC di giunzione tra due pannelli = 11,18 | 378,26 di cui:<br>Staffe in Al=103,68<br>Bordo in Al = 157,7<br>Profilo sup. e inf. in Al piatto estruso= 55,37<br>Profilo in PVC=3,72<br>Staffe in Al per punzonatura del tessuto =58,32 |
| RIVESTIMENTO | 3786,6 | 597,59 | 81 | 87,5 | 86,8 |

*Tabella 1. Materiali in ingresso per i 5 rivestimenti rispetto all'unità funzionale (kg per 146,34 $m^2$)*

| COMPONENTI | B | C | D | E | F |
|---|---|---|---|---|---|
| DISTANZA [km] | 320 | 270 | Telaio 75<br>Tex. 75+447 | Telaio 931<br>Tex. 1412 | Telaio 931<br>Tex. 1412 |
| Camion 16-32 t EURO 4 [tkm] | 1419,52 | 317,52 | 135.8 | 719,15 | 474,72 |

*Tabella 2. Fase di pre-uso: trasporto al cantiere dei vari componenti del rivestimento ogni soluzione indagata*

Nella Tabella 2 sono indicate le distanze tra i luoghi di produzione dei componenti di rivestimento più vicini al cantiere e il cantiere stesso e le tonnellate per chilometro che devono essere trasportante utilizzando mezzi da 16-32 t. Nel caso delle tre soluzioni con rivestimento tessile le distanze tra luoghi di produzione e il cantiere variano in relazione al differente tipo di confezionamento degli elementi di rivestimento che avviene in impianti differenti.

## 4. Risultati della valutazione di impatto ambientale LCIA

Fase di pre-uso (dalla culla al cancello) - I risultati delle analisi indicano l'impatto ambientale di ogni soluzione per le rispettive categorie di impatto: emissioni ambientali ed energia incorporata. Il raffronto significativo della fase di pre-uso delle diverse soluzioni è tra B, C, D, E e F, dove A identifica l'intervento di retrofitting energetico a cappotto esterno, senza ulteriori strati di rivestimento.
Innanzitutto occorre sottolineare come in tutte le soluzioni la realizzazione del solo intervento di adeguamento energetico (rifacimento dell'intonaco e aggiunta dello strato isolante), indicata con A, presenti, in tutti gli indicatori, impatti quasi sempre inferiori a quelli attribuibili alla realizzazione del rivestimento. E d'altra parte occorre sottolineare come a tali impatti corrisponda la sola implementazione della prestazione estetica.

| IMPACT CAT. | UNIT | A | B | C | D | E | F |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **GWP** | $kgCO_2eq$ | 4847,8 | 15744,6 | 17165,7 | 21006,5 | 13513,9 | 10205,3 |
| **Ozone D.** | $kgCFC_{-11}eq$ | 0,0004 | 0,0012 | 0,0009 | 0,0014 | 0,0009 | 0,0007 |
| **Photochem.O.** | $kgC_2H_4eq$ | 3,68 | 10,37 | 11,54 | 13,65 | 8,94 | 6,92 |
| **Acidification** | $kgSO_2eq$ | 22,32 | 76,80 | 66,35 | 86,52 | 56,75 | 43,52 |
| **Eutrophication** | $kgPO_4$---eq | 6,57 | 26,05 | 21,87 | 35,38 | 21,39 | 15,64 |
| **Embodied Ener.** | MJeq | 73885 | 245319 | 245286 | 305897 | 195556 | 149974 |

*Tabella 3. Fase di pre-uso: impatti ambientali totali (emissioni ed energia incorporata)*

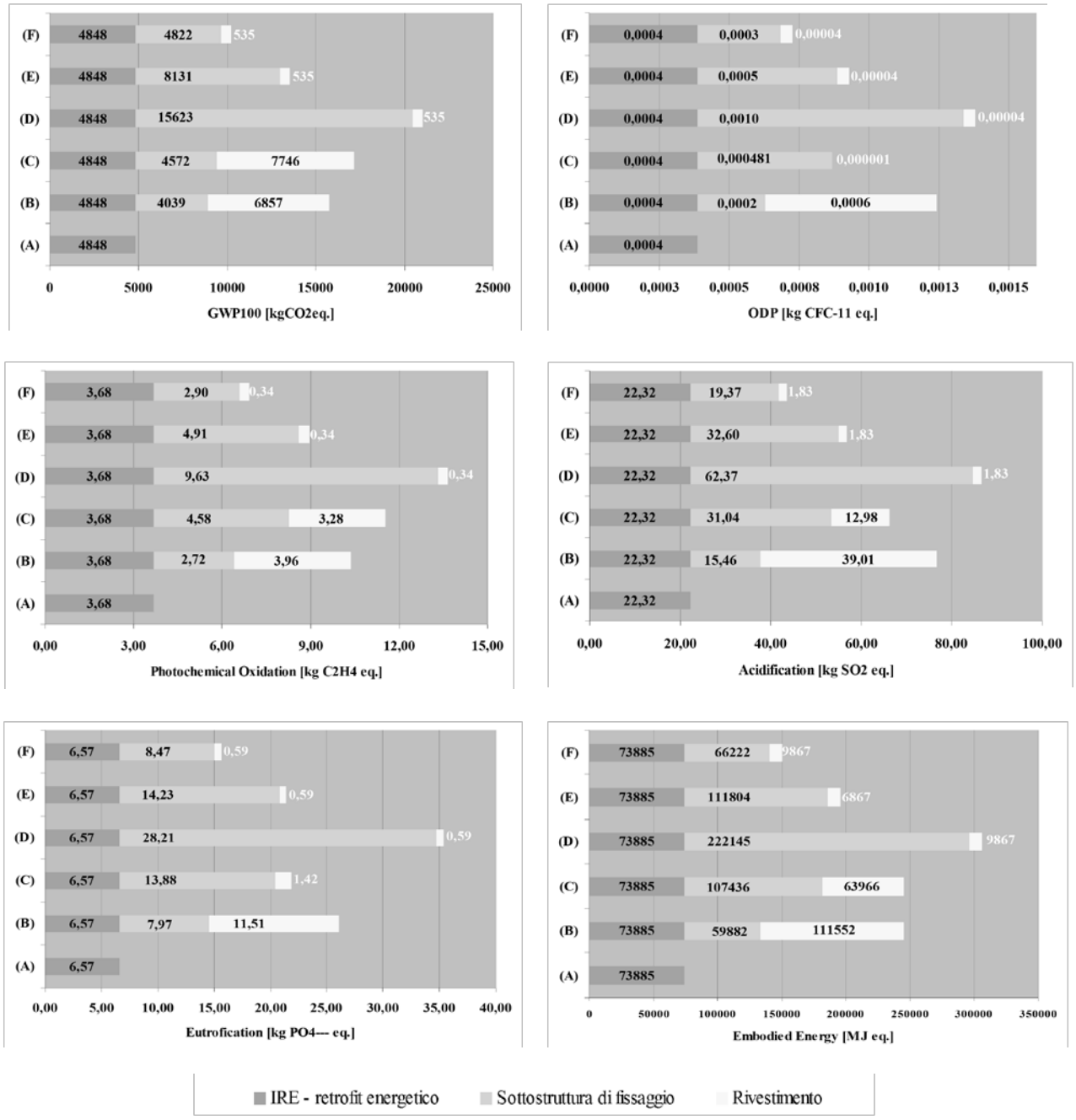



*Figura 2. Fase di pre-uso: confronto contributo di ogni elemento dei sistemi di involucro comparati rispetto alle categorie di impatti ambientali*

Si impone a questo punto una considerazione sul rapporto tra le scelte architettoniche e gli impatti ambientali che da queste scelte derivano. La soluzione A corrisponde di per sé ai requisiti di riqualificazione energetica che devono essere soddisfatti. La realizzazione del rivestimento è quindi sostanzialmente finalizzata a un obiettivo di miglioramento estetico che, come dimostra lo studio, può essere raggiunto con differenti impatti sull'ambiente. Per esempio, considerando l'indicatore dell'*embodied energy* si può osservare come il valore cambi in modo significativo in relazione alle diverse soluzioni: l'aggiunta del rivestimento determina nelle soluzioni B (U-Glass), C (policarbonato), D (tessile con doppia orditura) e F (tessile con fissaggi puntuali) rispettivamente un aumento del 166%, 166%, 190% e 129% del valore dell'energia incorporata, rispetto alla soluzione base A. La stessa situazione si verifica anche in relazione ad altre categorie d'impatto. La prestazione ambientale costituisce quindi un elemento di valutazione non trascurabile nella scelta tra diverse opzioni estetiche disponibili.

Per quanto riguarda i sistemi di rivestimento, il confronto mostra che la soluzione F (rivestimento tessile fissato per punti) presenta il più basso valore di impatto ambientale. Questa soluzione risulta essere anche la più leggera, differenziandosi molto dal profilo ambientale della soluzione D (rivestimento tessile fissato su una doppia orditura metallica) che presenta i valori più elevati.

L'analisi dei pesi e degli impatti consente di affermare che le soluzioni che prevedono il rivestimento più leggero (tessili) non sempre risultano essere le più performanti dal punto di vista ambientale: l'entità complessiva degli impatti di ogni soluzione è cioè fortemente condizionata dal tipo di fissaggio che la connota, sia per quanto riguarda i pesi, sia per il materiale utilizzato. In tal senso si può osservare come il sistema B (rivestimento in U-Glass) che impiega il materiale di rivestimento più pesante presenta impatti ridotti in ragione di un sistema di fissaggio dimensionalmente assai ridotto, mentre il sistema D, secondo per leggerezza, presenta elevati impatti a causa dell'elevata quantità di alluminio presente nel sistema di fissaggio a doppia orditura metallica.
Nel dettaglio si può rilevare come il sistema di fissaggio con il più alto valore d'impatto ambientale è quello relativo alla soluzione D (rivestimento tessile con sottostruttura a doppia orditura) al quale seguono il fissaggio del caso E (rivestimento tessile con orditura semplice) e il fissaggio della soluzione C (rivestimento in policarbonato) per tutte le categorie d'impatto. Tutti impatti imputabili alla presenza consistente di profili in alluminio nelle tecnologie di rivestimento di facciata. Il minor impatto ambientale è determinato dal fissaggio della soluzione B (U-Glass): in questo caso, una ridotta quantità di alluminio utilizzata per la sottostruttura e di acciaio utilizzato per gli elementi di fissaggio, soltanto di poco superiore a quella impiegata nelle altre soluzioni, determinano un peso complessivo della sottostruttura inferiore rispetto agli altri sistemi.
Infine, tra i differenti tipi di di rivestimento, i tessili (D, E, F) hanno il più basso valore d'impatto ambientale, anche in ragione della esigua quantità di materiale che costituisce il rivestimento. L'U-Glass risulta essere quello con il valore più elevato di energia incorporata. Infine, il policarbonato presenta l'impatto più elevato per il GWP e, al contrario, il valore più basso per l'*ozone depletion potential*.

Fase di pre-uso: trasporti (dal cancello al cantiere) - Prendendo in considerazione la fase di trasporto dei componenti al cantiere, si nota un'inversione di tendenza dei risultati: il trasporto dei componenti della soluzione B (U-Glass) determina maggiori impatti ambientali. Nonostante la ridotta distanza tra il luogo di produzione dei componenti e il cantiere, l'impatto imputabile ai trasporti è maggiore a causa dell'elevato peso della soluzione, a confronto delle altre. La soluzione D è caratterizzata dai più bassi valori d'impatto ambientale generati dal trasporto, in quanto la distanza tra il sito di produzione e il cantiere è inferiore rispetto a quella degli altri sistemi. In generale si può osservare che l'incidenza dei trasporti dei componenti dall'impianto di produzione al cantiere sia molto inferiore rispetto a quella della fase di produzione.

| IMPACT CAT. | UNIT | (B) | (C) | (D) | (E) | (F) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **GWP** | $kgCO_2eq$ | **234,35** | 52,42 | 22,42 | 118,73 | 78,37 |
| **Ozone D.** | $kgCFC_{-11}eq$ | **3,3E-05** | 7,3E-06 | 3,1E-06 | 1,7E-05 | 1,1E-05 |
| **Photochem.O.** | $kgC_2H_4eq$ | **0,26** | 0,06 | 0,02 | 0,13 | 0,09 |
| **Acidification** | $kgSO_2eq$ | **0,85** | 0,19 | 0,08 | 0,43 | 0,28 |
| **Eutrophication** | $kgPO_4$---eq | **0,24** | 0,05 | 0,02 | 0,12 | 0,08 |
| **Embodied Ener.** | MJeq | **3870** | 866 | 370 | 1960 | 1294 |

*Tabella 4. Fase pre-uso: comparazione degli impatti del trasporto dal cancello al cantiere per U.F. (tkm)*

Infine una considerazione sulle prestazioni ambientali complessive dei rivestimenti tessili. La soluzione D (tessile con fissaggio su doppia orditura) è la più diffusa sul mercato, in ragione della sua elevata adattabilità alle diverse situazioni di contesto. Si tratta tuttavia di un sistema che, analogamente ai sistemi di rivestimento con pannelli rigidi, impiega una grande quantità di profili in alluminio, condizionandone in negativo la prestazione ambientale. Le soluzioni E (fissaggio su orditura semplice) e F (fissaggio puntuale), sfruttando appieno le peculiari caratteristiche meccaniche e funzionali del materiale tessile impiegato, descrivono invece uno scenario altamente innovativo e passibile di ulteriori sviluppi, tanto sul versante delle implicazioni di carattere estetico, quanto sul versante dell'ottimizzazione della prestazione ambientale. Ed è proprio quest'ultimo aspetto che emerge con evidenza da questo studio.

## 5. Conclusioni

Lo studio mette in evidenza alcune potenzialità dello strumento comparativo LCA a supporto delle scelte progettuali e costruttive, con particolare riferimento ad alcuni sistemi di rivestimento leggero traslucidi.
Lo studio mette in evidenza come nei sistemi caratterizzati da elementi di rivestimento leggeri le prestazione ambientali complessive del sistema siano fortemente condizionate non tanto dalle caratteristiche del rivestimento, ma piuttosto dalle modalità di fissaggio impiegate. Il rapporto tra superfici di rivestimento e sottostrutture influenza il peso del sistema e dunque incide sul bilancio ambientale complessivo, in modo tanto più consistente quanto più è leggero il rivestimento superficiale rispetto alla sua sottostruttura. La metodologia LCA può essere considerata quindi uno strumento efficace per orientare le scelte dei progettisti di fronte a sistemi costruttivi ancora in fase sperimentale.

## 6. BIBLIOGRAFIA


EN 572-1/7 2004 Glass in building. Basic soda lime silicate glass products. Definitions and general physical and mechanical properties.

Galli S 2012, *Rivestimenti di facciata tra nuove tecnologie e impatto ambientale. Valutazione LCA comparativa a supporto della scelta progettuale di sistemi in vetro, policarbonato e tessuto tessile tecnico*, tesi di laurea triennale, rel. C. Monticelli, Scuola di Architettura e Società, Politecnico di Milano.

Kim, K.-H 2011, *A comparative life cycle assessment of a transparent composite façade system and a glass curtain wall system*. *Energy and Building*, no. 43, pp.3436-3445.

Laratte, B, Pechénart E and other 2008, *Étude ACV de la Batyline – analyse de Cycle de Vie réalisée selon ISO 14040*, Nantes.

Monticelli, C, Campioli, A, Zanelli, A 2009, *Environmental load of ETFE cushions and future ways for their self-sufficient performances*, in *Symposium IASS 2009, Evolution and Trends in Design, Analysis and Construction of Shell and Spatial Structures*, Valencia, p.200-202.

Smith, G.C, Barker, R.H 1995, *Life cycle analysis of a polyester garment*, *Resources, Conservation and Recycling*, no. 14, pp. 233-249.

# Progetto di riqualificazione: valutazione delle prestazioni sostenibili mediante analisi LCA

Renata Morbiducci, Clara Vite[1]
[1]Università di Genova, Dipartimento delle Scienze per l'Architettura (DSA),
Stradone S. Agostino 37, 16126, Genova
renata.morbiducci@unige.it

## Abstract

*L'ingente consistenza del parco edilizio esistente, le attuali linee di azione dell'Unione Europea volte a "costruire sul costruito" e l'obiettivo di realizzare sistemi edificio/impianto a "energia quasi zero", inserito nella Direttiva Comunitaria 2010/31/UE, hanno favorito la diffusione della consapevolezza dell'effettiva convenienza della riqualificazione energetica degli edifici esistenti. Nell'ambito di un intervento di riqualificazione energetica, l'analisi LCA è uno strumento che permette di valutare la convenienza del progetto a livello di impatto ambientale, attraverso il confronto di scenari differenti, di diverse possibili ipotesi di recupero e di differenti materiali ed elementi costruttivi da utilizzare. Nel seguito vengono presentati alcuni risultati di un caso studio di applicazione di un'analisi LCA a un progetto di riqualificazione energetica per un edificio residenziale di grandi dimensioni.*

## 1. Introduzione

L'ingente consistenza del parco edilizio esistente, le attuali linee di azione dell'Unione Europea volte a "costruire sul costruito" e l'obiettivo di realizzare sistemi edificio/impianto a "energia quasi zero", inserito nella Direttiva Comunitaria 2010/31/UE, hanno favorito la diffusione della consapevolezza dell'effettiva convenienza della riqualificazione energetica degli edifici esistenti.

Recentemente si è assistito a una notevole spinta in questo ambito che ha generato la richiesta di metodologie avanzate e tecnologie competitive che mirino all'efficienza energetica, al miglioramento del benessere interno e alla riduzione dell'impatto ambientale.

Tra i vari strumenti attualmente impiegati per una valutazione dell'impatto ambientale, l'Analisi del Ciclo di Vita permette una visione d'insieme dei prodotti edilizi e di tutte le attività innescate dal loro processo produttivo, analizzandone consumi e impatti generati lungo tutto il percorso di vita (UNI EN ISO 14040:2006).

Nell'ambito di un intervento di riqualificazione energetica, l'analisi LCA è uno strumento che permette di valutare la convenienza del progetto e le migliori scelte a livello di impatto ambientale, attraverso il confronto di scenari differenti (demolizione e ricostruzione o riqualificazione), di diverse possibili ipotesi di interventi e di differenti materiali da utilizzare (Neri, 2007).

Nel seguito vengono presentati alcuni risultati di un caso studio di applicazione di un'analisi LCA a un progetto di riqualificazione energetica per un edificio residenziale di grandi dimensioni.

## 2. Il caso studio

Il progetto completo di riqualificazione prende in considerazione alcuni edifici residenziali inseriti nel quartiere di edilizia popolare di Begato a Genova. Gli edifici da riqualificare (le cosidette "Dighe di Begato") sono stati scelti con lo scopo di dimostrare la fattibilità del progetto e la sostenibilità dell'impatto associato a esso mediante interventi reali replicabili in molti altri edifici. Il progetto delle "Dighe" offre l'occasione di presentare un esempio dimostrativo per una riqualificazione di un quartiere residenziale con una potenziale riduzione del consumo di energia finale vicino al 50%.

Il quartiere periferico di Begato rappresenta un intervento di edilizia popolare convenzionata e industrializzata, realizzato a Genova tra il 1975 e il 1986, per un totale di quasi tremila alloggi. L'intervento rappresentò quasi un blitz per la rapidità, praticità e organicità grazie all'utilizzo contemporaneo di diverse tecniche di prefabbricazione, accompagnate da una nuova maniera di progettare, che vedeva la partecipazione di diversi attori, dall'ente coordinatore locale alle imprese e utenze (Bobbio, 2009).

La Diga Bianca e la Diga Rossa (Figura 1) sono due grandi stecche abitative appartenenti al Settore 9 di Begato 3, chiamato anche "Quartiere Diamante"; i loro nomi sono dovuti al colore delle facciate e al fatto che sono state costruite in contropendenza rispetto alla morfologia della valle.

*Figura 1. Le Dighe di Begato*

L'analisi LCA è effettuata a due alloggi inseriti nella "Diga Rossa", civico 80, compresi fra il vano scale e il lato sud (Figura 2). Nel progetto completo di riqualificazione tali alloggi sono interessati da diversi interventi per la messa in opera di tecniche passive per il miglioramento delle prestazioni energetiche e di benessere termoigrometrico.

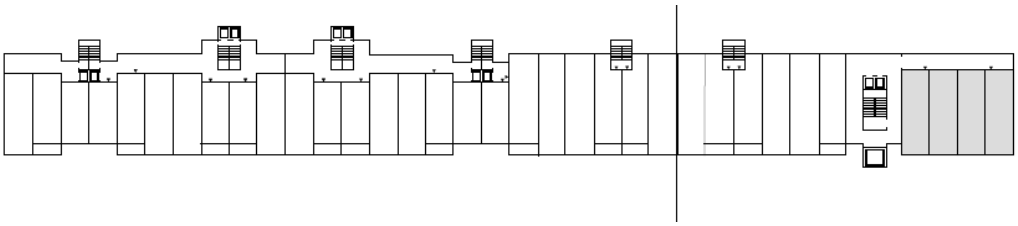


*Figura 2. Planimetria della "Diga Rossa" e individuazione del Civico 80 e degli alloggi pilota*

## 2.1 Stato attuale

Gli appartamenti analizzati, come del resto ambedue le Dighe, sono stati costruiti seguendo il sistema costruttivo Seicom, che si realizza attraverso fasi successive e standardizzate, servendosi per la posa in opera della nota tecnica costruttiva "banches et tables".

Gli alloggi (Figura 3) sono di tipo simplex a ballatoio con una superficie lorda di circa 80 $m^2$ ciascuno, corrispondente a due moduli costruttivi, uno dedicato alla zona giorno e l'altro alla zona notte.

La struttura è in calcestruzzo gettato in opera, i tamponamenti sono realizzati in blocchi di calcestruzzo alleggerito con argilla espansa, le facciate sono rivestite con pannelli metallici prefabbricati isolati con lana di roccia e i serramenti sono in alluminio con doppio vetro con aria nell'intercapedine.

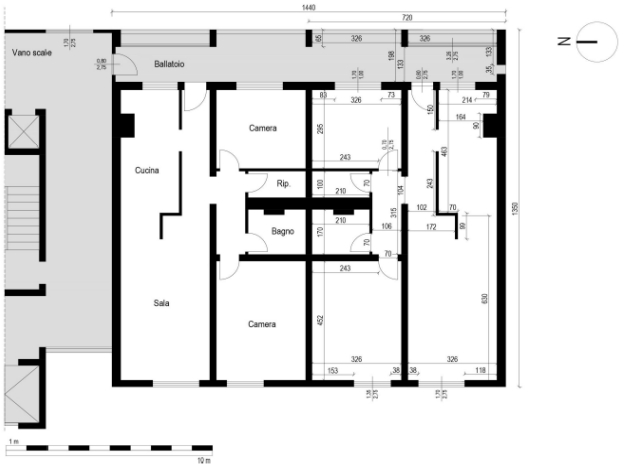



*Figura 3. Pianta degli alloggi pilota*

## 2.2 Il progetto di Riqualificazione

Il progetto di riqualificazione prevede un miglioramento delle prestazioni di sostenibilità dell'edificio, attraverso interventi di diversa natura solamente sull'involucro, seguendo le indicazioni della Direttiva Europea sull'efficienza energetica degli edifici e garantendo la verifica dei requisiti richiesti dalla Legge Regionale della Liguria n. 23 del 2012.

Sono previsti alcuni interventi definiti "standard":

- l'isolamento della parete nord con l'eliminazione dei ponti termici;
- la sostituzione dei serramenti attuali in alluminio con altri ad alte prestazioni;

Inoltre, sfruttando le caratteristiche peculiari di questo edificio, sono stati previsti altri interventi denominati morfologici:

- l'isolamento delle facciate esterne tramite vernici nanotecnologiche termoisolanti;
- la creazione di una serra solare a Est, tramite chiusura del ballatoio con serramenti ad alta prestazione e l'inserimento di bocchette di aerazione a controllo domotico sulle due pareti del ballatoio;
- la realizzazione di una facciata ventilata/ventilante lungo il lato Ovest, dotata anch'essa delle stesse bocchette a controllo domotico che creeranno una circolazione d'aria controllata da un sistema di automazione per l'intera volumetria degli alloggi e della serra solare.

Questi interventi permettono di ottenere un miglioramento, soprattutto in regime invernale, dell'indice di prestazione dell'involucro (Tabella 1).

| | **$EP_{i,inv}$** [kWh/m$^2$anno] | **Classe** | **$EP_{e,inv}$** [kWh/m$^2$anno] | **Classe** |
|---|---|---|---|---|
| **Stato di fatto** | 48 | F | 29 | III (media) |
| **Progetto di riqualificazione** | 8 | A | 14 | II (buona) |

*Tabella 1. Confronto tra la classificazione energetica dell'involucro tra lo stato di fatto e il progetto di riqualificazione.*

# 3. L'analisi del ciclo di vita applicata al caso studio

## 3.1. Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione

L'applicazione dell'analisi LCA al progetto di riqualificazione in esame ha come obiettivi il supporto ai tecnici per la valutazione della convenienza ambientale del progetto di ristrutturazione rispetto al mantenimento dello stato di fatto e l'ottimizzazione dell'intervento in termini di scelta dei materiali e di soluzioni progettuali.
Il sistema analizzato è composto dai due alloggi del civico 80 e sarà utilizzato il kg come un'unità funzionale. L'analisi sarà effettuata considerando i materiali che costituiscono l'involucro, dall'estrazione delle materie prime, alla produzione dei manufatti, all'assemblaggio in cantiere sino allo scenario di fine vita. Nell'analisi sono inclusi tutti i trasporti dai vari impianti produttivi sino al cantiere e a fine vita dell'edificio da esso sino all'eventuale destinazione finale e tutte le energie finali impiegate sia per la messa in opera nella fase di cantiere sia per la fase d'uso degli alloggi (riscaldamento, gas uso cucina, acqua calda sanitaria, elettricità) (Figura 4).

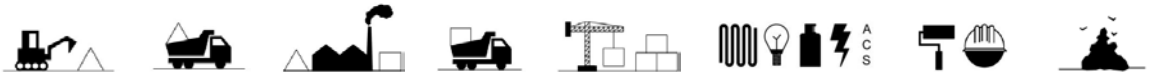



*Figura 4. Confini del sistema dello studio LCA*

Per effettuare l'analisi LCA e valutare la convenienza del progetto di riqualificazione sono stati confrontati due Cicli di Vita dell'edificio, suddividendoli in due intervalli di tempo di vita utile (Figura 5):

- t1: arco temporale comune, dalla costruzione dell'edificio fino al momento attuale di valutazione dell'ipotesi di ristrutturazione (1986-2012).
- t2: va dalla ristrutturazione fino alla conclusione della vita utile, stimata per l'edificio riqualificato a 100 anni (2012 – 2086) e per l'edificio non riqualificato a 50 anni (2012 – 2036).

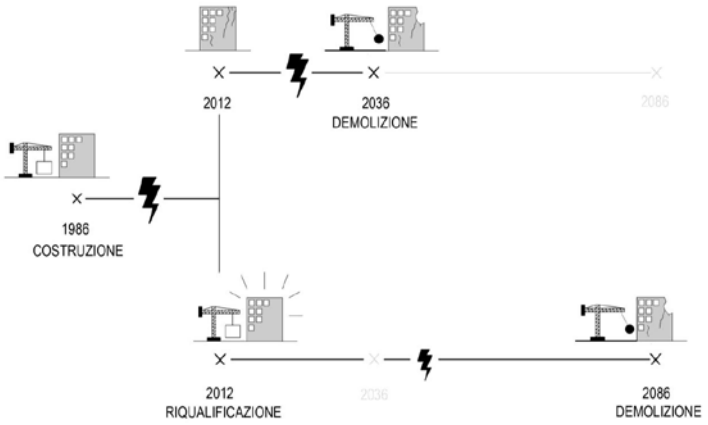



*Figura 5. Schema temporale delle due ipotesi considerate*

## 3.2. Analisi dell'inventario del ciclo di vita (LCI)

L'analisi di inventario è il momento più importante di un LCA, nel quale si procede alla costruzione di un modello analogico della realtà in grado di rappresentare nella maniera più fedele possibile tutti gli scambi tra le singole operazioni appartenenti alla catena effettiva produttiva e distruttiva.

Nel caso studio presentato, l'inventario è stato realizzato scomponendo in primo luogo i due alloggi nei vari elementi costruttivi e le stratigrafie nei singoli materiali con l'aiuto degli elaborati progettuali originali, di sopralluoghi e prove distruttive.
L'analisi è stata condotta con l'ausilio del software SimaPro 7.2 e i dati inseriti nei processi sono dati primari provenienti dalle banche dati incluse nel software, Ecoinvent e ELCD.

### 3.3. Analisi degli impatti ambientali e interpretazione dei risultati

L'analisi degli impatti è stata eseguita utilizzando il metodo di valutazione Eco-Indicator 99 (H) ed EPS 2000. Nel seguito si mostreranno solo alcuni risultati ottenuti con il primo metodo.
Si riportano, a titolo d'esempio delle valutazioni effettuate sulla scelta dei materiali si riportano i risultati ottenuti dal confronto di due isolanti a parità di peso: lana di roccia e fibra di legno (Figura 6).
Il materiale scelto per l'isolamento è il secondo poiché permette una riduzione significativa degli impatti, da 0,129 Pt a 0,012 Pt. Si evidenzia che comunque a livello di intero ciclo di vita tale riduzione ha un'influenza pressoché nulla rispetto all'impatto totale (32306 Pt) e alla sola fase di assemblaggio (3332 Pt).

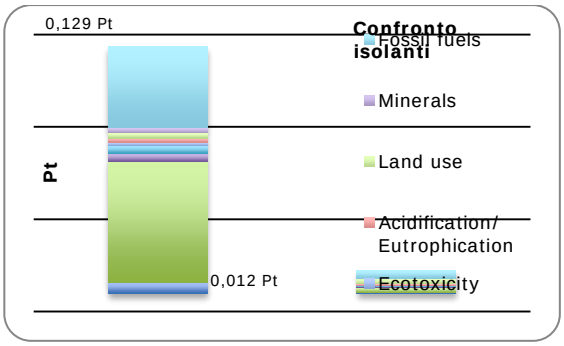



*Figura 6. Analisi comparativa degli isolanti a parità di peso (1 kg)*

È stato poi condotto un approfondimento sui calcestruzzi impiegati poiché a livello globale del ciclo di vita essi sono responsabili del maggior impatto ambientale nella fase di assemblaggio. A livello unitario di peso (Figura 7) i calcestruzzi analizzati hanno un impatto ambientale inferiore o paragonabile agli isolanti visti precedentemente, ma poiché nell'intera costruzione se ne impiegano quantitativi ben più elevati risulta evidente quanto la scelta del calcestruzzo incida maggiormente rispetto a quella dell'isolante.

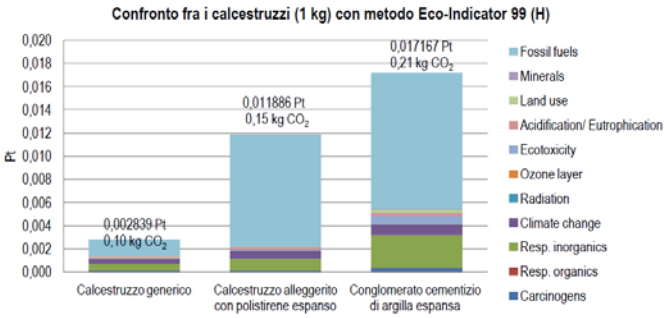



*Figura 7. Analisi comparativa dei calcestruzzi a parità di peso (1 kg)*

I risultati dell'analisi del ciclo di vita completo (Figura 8) sono stati normalizzati a un anno per poter confrontare i valori ottenuti dalle due diverse ipotesi considerate. Lo studio effettuato conferma che il progetto di riqualificazione, nonostante allunghi la vita utile dell'edificio da 50 anni a 100 anni, produce un minore impatto ambientale rispetto allo stato attuale. Occorre evidenziare che per quanto riguarda la fase d'uso, nei risultati dello studio LCA non si ha lo stesso miglioramento ottenuto per l'indice di prestazione dell'involucro, visto precedentemente, poiché le energie per la produzione di acqua calda, per l'illuminazione e il gas per uso cucina rimangono inalterati nel progetto di riqualificazione e pertanto anche i relativi impatti generati da esse.

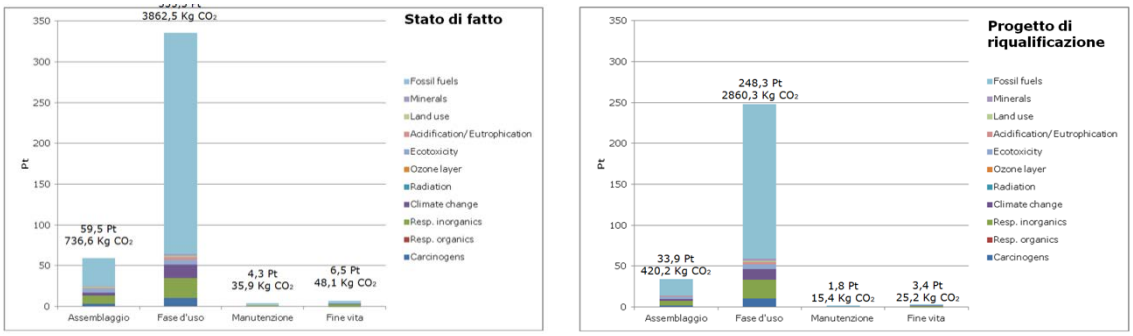



*Figura 8. Analisi LCA suddivisa per fasi del ciclo di vita degli alloggi pilota: (a) stato di fatto (vita utile 50 anni); (b) progetto di riqualificazione (vita utile 100 anni)*

## 4. Conclusioni

Attraverso il caso studio illustrato è stata mostrata la convenienza e il minor impatto ambientale del progetto di riqualificazione rispetto al mantenimento dello stato di fatto; nello specifico i guadagni ottenuti sono: le emissioni di $CO_2$ vengono ridotte del 23%, l'indice di prestazione invernale dell'involucro diminuisce dell'83% e quello estivo del 52% (Figura 9).

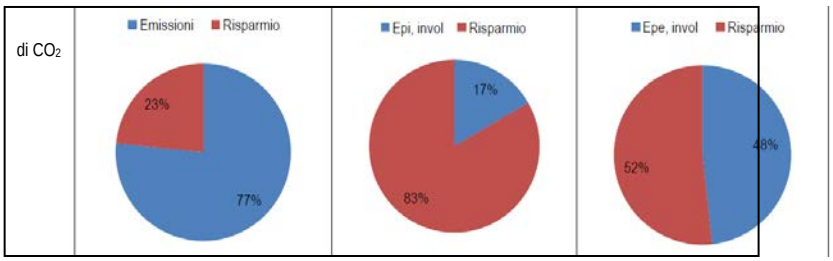



*Figura 9. Analisi dei risparmi ottenuti con il progetto di riqualificazione*

Di seguito sono stati sintetizzati i risultati relativi ai cinque interventi ipotizzati, confrontando l'incidenza di ciascuno in termini di kg di materiale impiegato, impatti ambientali ottenuti con l'analisi LCA, indice di prestazione invernale dell'involucro e costo (Figura 10).

Questo risultato permette al progettista di avere un quadro chiaro di quanto ciascun intervento influisce negli ambiti considerati e di poter così scegliere consapevolmente quale sia l'intervento ottimale da effettuare (Tabella 2).

Ad esempio, l'isolamento delle facciate esterne tramite verniciatura termoisolante aumenta dell'1% il quantitativo dei materiali impiegati e il 2% degli impatti ambientali prodotti ma diminuisce l'$EP_{i,inv}$ del 12%.

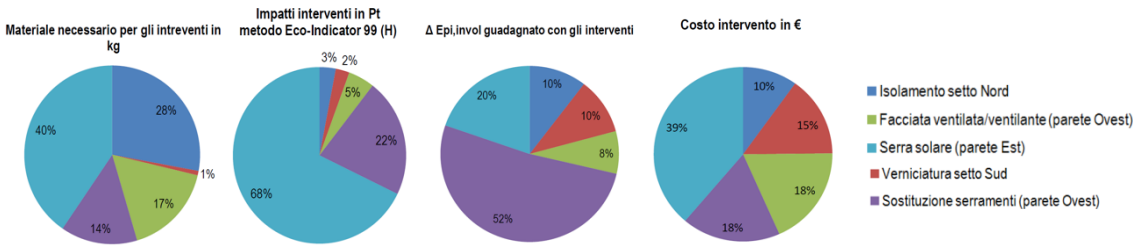



*Figura 10. Confronto fra i singoli interventi in termini di kg di materiale, impatto ambientale, diminuzione dell' $EP_{i,inv}$ e costo*

| | Superficie (%) | kg totali (%) | Δ LCA assemblaggio Eco-Indicator 99 (H) (%) | Δ LCA assemblag-gio EPS 2000 (%) | Δ $EP_{i.inv}$ guadagna-to (%) | Costo in Euro (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Isolamento (Nord) | 21 | 28 | 3 | 3 | 10 | 10 |
| Verniciatura (Sud) | 21 | 1 | 3 | 3 | 10 | 15 |
| Facciata vent./ventil. (Ovest) | 15 | 17 | 5 | 5 | 8 | 19 |
| Sostituzione serramenti (Ovest) | 11 | 14 | 22 | 25 | 52 | 18 |
| Serra solare (Est) | 31 | 40 | 68 | 64 | 20 | 39 |

*Tabella 2. Valori percentuali di influenza di ogni intervento nei diversi ambiti considerati*

## 5. Ringraziamenti

Per la realizzazione dello studio presentato si ringraziano gli ingegneri Alessia Bessi e Paolo Cestino. Il progetto di riqualificazione è stato realizzato grazie a una convenzione stipulata con il Comune di Genova.

## 6. Bibliografia

Amato, A, Genova 1992, 'L'ulivo sul tetto, 1892-1992: cent'anni di edilizia genovese fra storia e ricordo', Genova, Cassa Edile Genovese.

Baldo,GL, Marino, M, Rossi, S, Milano 2008, 'Analisi del ciclo di vita LCA', Edizioni Ambiente

Badino, V, Baldo, GL, Milano 2000, 'Life Cycle Assessment: Uno strumento di Analisi Energetica e Ambientale', Ipaservizi.

Bobbio, R, Genova 2009, 'Un secolo di storia al servizio dell'edilizia sociale, A.R.T.E.

Comune di Genova, Genova 2010, 'S.E.A.P Sustainable Energy Action Plan', Rapporto 2010.

Geodkoop, M, Oele, M, Effting, S, Olanda 2008, 'SimaPro 7 Database Manual Methods library', Pre Consultants.

Plotterweg, 2008Neri, P, Firenze 2007, 'Verso la valutazione ambientale degli edifici', Alinea Editrice.

Neri, P, LCA Lab, Bologna 2007, 'Linee guida per l'applicazione dell'LCA alla progettazione e alla ristrutturazione degli edifici', Bologna Saie Atti del convegno LCA 24 ottobre 2007.

Neri, P, Firenze 2007, 'Verso la valutazione ambientale degli edifici', Alinea Editrice.

UNI EN ISO 14040:2006 Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita – Principi quadro e riferimenti

UNI EN ISO 14044:2006 Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita – Requisiti e linee guida

# Definizione del dominio prestazionale e tracciabilità del profilo energetico-ambientale in alternative tecniche con materiali da riciclo

Prof.ssa Arch.Consuelo Nava, PhD Arch. Raffaele Astorino
ABITALab, Università degli Studi Mediterranea di Reggio Calabria
cnava@unirc.it; raffaele.astorino@unirc.it

**Abstract**

*Si vogliono definire alcuni aspetti teorici di indirizzo a strategie operative per il progetto di edifici sostenibili, attraverso l'attività di sperimentazione applicata a casi studio di soluzioni tecniche integrate a sistemi di involucro performante, con presenza di materiali provenienti da processi di riciclo e di cui si è tracciato un profilo energetico – ambientale, conducendo un LCA completo. Ciò si dimostra, indagando sul rapporto tra efficacia ed efficienza, tra qualificazione e certificazione e tra standard ambientale e prestazione energetica, al fine di qualificare il peso che alcune specifiche prestazionali assumono in virtù del controllo dei carichi ambientali (attributi) e della loro migliore rispondenza in termini di efficienza energetica (capacità).*

## 1. Introduzione

Il presente contributo tecnico-scientifico rappresenta un avanzamento in termini di definizione e rendicontazione critica della ricerca in atto, condotta c/o il Centro ABITALab, in occasione di percorsi di ricerca con aziende[25] e di sperimentazioni in corso per ricerche di dottorato e di tipo accademico. [26]

In particolare così come già presente in alcuni processi di valutazione degli edifici sostenibili, la consapevolezza del peso del profilo ambientale ed energetico della singola soluzione tecnica di componente o sistema su tutto l'apparato costruttivo e sull'edificio stesso, si vuole dimostrare, anche con la dissertazione del presente paper, come questo possa essere controllato in fase di "total design", nella progettazione della stratificazione e del controllo del suo peso energetico ed ambientale. Determinando poi la definizione di ogni dominio, è possibile una valutazione critica che indirizzi la scelta tra possibili alternative tecno-tipologiche (Nava C., 2004).

L'indagine su alcuni scenari di riferimento culturale ha già prodotto la costruzione di informazioni tecniche e grafiche per un Atlante sui sistemi costruttivi, collocando le presenti sperimentazioni con risultati intermedi su questioni che riguardano metodi e termini per il progetto sostenibile e per edifici a basso consumo di risorse, tra gestione delle risorse naturali e gestione delle informazioni [27] (Nava C., 2012).

Ciò partecipa in termini applicativi, ad un metodo per il progetto degli edifici sostenibili, a basso consumo di risorse e di energia, (Hendriks F., 2000) che propone un nuovo protocollo di progettazione che integri l'approccio "Cradle to Cradle" (dalla culla alla culla), con il modello "Climate Responsive Design" (progettazione climatica adattiva), affidando alla qualità del progetto valori rintracciabili dai principi di compatibilità dei sistemi integrati, di qualità delle gestione e di carichi ambientali, in termini di tecnologie adattive e processi produttivi a basso impatto ambientale.

[25] Energia, Ecologia, Prodotti e Filiere: sperimentazione condotta sui prodotti Fassa_Bortolo (2009) e sui prodotti Ecoplan (2011)

[26] Tesi di Dottorato XXV ciclo, Arch. Giuseppe Zumbo c/o ABITALab; Ricerca PRIN in corso: Re-Cycle Italy. Nuovi cicli di vita per architetture e infrastrutture della città e del paesaggio.

[27] Contenuti pubblicati in testo: Nava Consuelo (2012), Edifici Sostenibili_ Particolari Costruttivi; DEI ed., Roma

In tal senso, nel presente contributo in maniera originale ci si riferisce alla capacità che hanno le stratigrafie di chiusure di involucro con presenza di materiali da riciclo provenienti da differenti comparti, di esprimere un migliore o peggiore profilo ambientale, attraverso l'incidenza del peso dell'energia incorporata di alcune soluzioni alternative. Il tema dei materiali da riciclo diviene, il dominio ma anche il limite di contesto attraverso il quale, l'indagine può dirsi innovata non solo in termini di qualificazione dei prodotti, ma anche in termini di processi sperimentati ed in cui la natura delle risorse condiziona ed indirizza fortemente tutte le fasi della strategia operativa, a partire dai processi di LCA.

## 2. La definizione del dominio prestazionale ed il peso del "materiale da riciclo" in alternative tecniche

Il riferimento a soluzioni tecniche con materiali da riciclo, consente la descrizione dei domini normativi e tecnologici a cui riferirsi, con importanti definizioni di condizioni al contorno, in cui il contesto socio produttivo e la disponibilità della risorsa, i caratteri innovativi della filiera produttiva di riferimento e del ciclo di vita, gli aspetti prestazionali del componente e la sua capacità di ibridazione con altri componenti, di fatto determinano il successo della strategia operativa progettuale verso la "definizione del tipo" (individuazione e progettazione delle alternative tipologiche e dimensionali del componente, valutazione di compatibilità di profili energetici e di quelli ambientali), definendone così in chiusura "un dominio prestazionale di sistema", risultato del peso e del valore assunto dal materiale di riciclo nella soluzione ibridata. (Nardi G., 1977)

Gli *attributi* di prestazione, atti a definire il dominio delle alternative, sono riconducibili a tutte le fasi del processo del LCA e dei suoi valori riferibili all'energia incorporata totale della soluzione, come traduzione della quantità del materiale presente nella stratificazione progettata, con riferimento all'energia incorporata da ogni singolo materiale per unità funzionale. Le *capacità* di prestazione, invece, sono direttamente connesse alle caratteristiche termo-fisiche, di resistenza dei materiali presenti nella stratificazione, con diretto impiego nella definizione della prestazione energetica.

Ma attributi e capacità di prestazione, determinano insieme un nuovo dominio prestazionale, quando condizioni di contesto localizzato si riferiscono, per es. alle zone climatiche (DPR 412/93), che di fatto influenzano sia il valore di energia incorporata che la prestazione energetica del sistema.

Quindi, è possibile dire, che non essendo indifferente né la quantità di materiale utilizzato in una stratigrafia di soluzione tecnica, né il suo riferimento contestuale-climatico, nel tracciare il profilo energetico - ambientale, la verifica di compatibilità per scelte tra alternative tecniche in presenza di materiale riciclato, possa assumersi anche definendo "il peso" (come valore), che il materiale da riciclo assume nella definizione di un componente/sistema, determinando soluzioni più o meno ambientali, più o meno performanti, caratterizzando le stesse per un LCA, in cui l'approvvigionamento delle materie prime-seconde si innesta su una fase del LCA della filiera di origine che ne produce gli sfridi. Anche in termini energetici è evidente che il flusso di energia del nuovo LCA si giova dell'annullamento di un carico ambientale da assorbire in caso di trasformazione di materia-prima. Le sperimentazioni già condotte in tal senso sulla ricerca in corso con l'utilizzo dei componenti riciclati al 100% con sansa delle olive e inerti plastici, hanno validato tali scenari.

Diviene quindi interessante approfondire come il profilo energetico-ambientale definisce il suo nuovo dominio prestazionale, nelle differenti alternative in cui il materiale da riciclo diviene in quantità e valore, una costante diversamente impiegata nelle soluzioni.

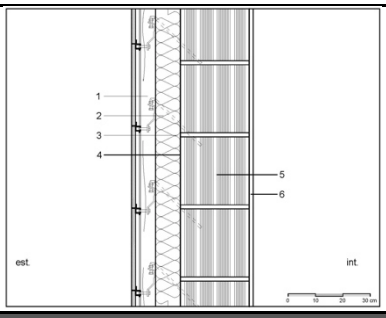
In tal senso di seguito si è proceduto a definire il contesto della sperimentazione assumendo tre scenari produttivi e progettuali di riferimento, per cui si ha interesse condurre delle valutazioni critiche, finalizzate alla tesi da produrre.

I casi studio che vengono di seguito illustrati, presentano delle alternative tecniche su scenari che assumono come strato sempre presente il materiale prodotto dalla trasformazione della miscela tra sansa di olive e materie plastiche (un fibrocomposito già in produzione), differentemente ibridato con altre stratigrafie di materiali convenzionali, ecologici o da riciclo. Verificando il contributo che la presenza e la quantità dei materiali da riciclo hanno nel definire il profilo della soluzione tecnica. E' interessante definirne il profilo energetico-ambientale per comprendere la capacità di alcuni indici (come l'energia incorporata o la trasmittanza) di creare condizioni più o meno favorevoli di risposta alla prestazione cercata. Quindi di seguito la definizione dei tre casi:

- lo scenario con una soluzione tecnica con stratigrafia di materiali totalmente riciclati, che ibridano materiali di tipo convenzionali provenienti dal comparto edilizio e materiali provenienti da comparti dell'agroforestale;
- lo scenario con una soluzione ibridata tra materiali ecologici di tipo naturale e materiali riciclati provenienti da comparti dell'agroforestale;
- lo scenario con una soluzione ibridata tra materiali di tipo convenzionale non riciclati e materiali riciclati provenienti da comparti dell'agroforestale.

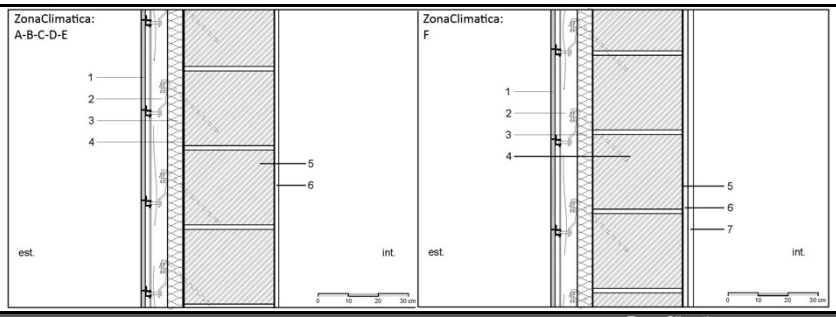
## 3. Casi studio

Consideriamo il caso delle tre soluzioni alternative di scenario applicate al progetto di una facciata ventilata. Tali soluzioni per poter soddisfare gli indici prestazionali che definiscono il profilo energetico devono essere riferite con strati funzionali che hanno precisi spessori in relazione ai limiti fissati dal contesto normativo e riconducibili ai valori limite di trasmittanza termica in regime stazionario dati dal DLgs 192/05 e s.m.i. e del regime delle condense superficiale ed interstiziale (regolamentate dal DLgs 192/05 e s.m.i. e DPR 59/09); la prima verifica (trasmittanza) e la seconda (condensa superficiale) vengono determinate agendo sullo spessore di alcuni strati funzionali mentre la terza verifica (condensa interstiziale), per determinate condizioni di pressione dell'aria esterna e di umidità relativa dell'aria interna, il valore corretto si raggiunge modificando gli strati funzionali, il loro alternarsi, l'aggiunta di ulteriori strati per regolare il flusso del vapore d'acqua (cfr figure 1- 2-3 e tabelle 1-2-3).



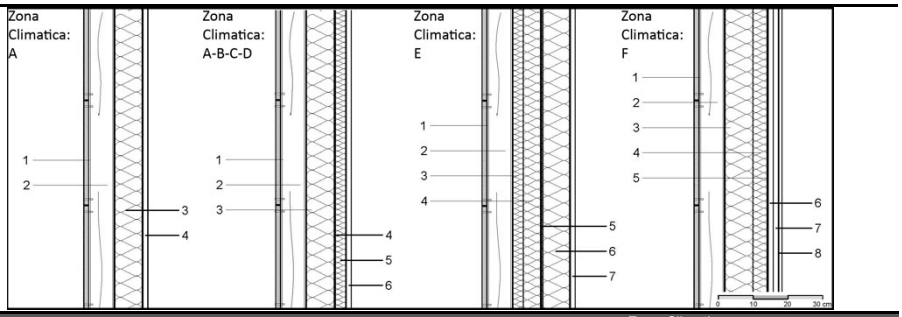

| Strati | Zona Climatica A | B | C | D | E | F |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **1 Rivestimento in pannelli di sansa esausta di olive e plastica riciclati** | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm |
| **2 Sottostruttura in metallo (intercapedine ventilata)** | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm |
| **3 Pannello in sughero** | 20 mm | 40 mm | 60 mm | 80 mm | 80 mm | 90 mm |
| **4 Intonaco esterno** | 30 mm | - | 30 mm | - | 30 mm | - |
| **4 Barriera al vapore in alluminio** | - | - | - | - | - | 3 mm |
| **5 Blocchi in laterizio forato** | 250 mm | 200 mm | 250 mm | 200 mm | 200 mm | 200 mm |
| **6 Intonaco in calce e gesso** | 15 mm | 15 mm | 15 mm | 15 mm | 15 mm | 15 mm |

*Figura 1. CV1-Parete ventilata – «materiali non riciclati convenzionali e riciclati»*




| Strati | Zona Climatica A | B | C | D | E | F |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 Rivestimento in pannelli di sansa esausta di olive e plastica riciclati | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm |
| 2 Sottostruttura in metallo (intercapedine ventilata) | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm |
| 3 Pannello in lana di vetro riciclato | - | 20 mm | 30 mm | 40 mm | 50 mm | 50 mm |
| 4 Intonaco esterno | - | - | 30 mm | 30 mm | - | - |
| 4 Barriera al vapore in alluminio | - | - | - | - | 3 mm | - |
| 5 Blocchi in cls vibrocompresso e vetro espanso riciclati | 300 mm | 300 mm | 300 mm | 300 mm | 300 mm | 300 mm |
| 5 Barriera al vapore in alluminio | - | - | - | - | - | 3 mm |
| 6 Intonaco in calce e gesso | 15 mm | 15 mm | 15 mm | 15 mm | 15 mm | 15 mm |
| 6 Cartongesso | - | - | - | - | - | 15 mm |
| 7 Rasatura cartongesso | - | - | - | - | - | 15 mm |

*Figura 2. CV2-Parete ventilata – «stratigrafia di materiali totalmente riciclati»*




| Strati | Zona Climatica A | B | C | D | E | F |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 Rivestimento in pannelli di sansa esausta di olive e plastica riciclati | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm | 14 mm |
| 2 Sottostruttura in metallo (intercapedine ventilata) | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm | 80 mm |
| 3 Pannello in lana di legno mineralizzata | 80 mm | 20 mm | 30 mm | 40 mm | - | 80 mm |
| 3 Pannello in sughero | - | - | - | - | 30 mm | - |
| 4 Intonaco in calce e gesso | 15 mm | - | - | - | - | - |
| 4 Pannello in lana di legno mineralizzata | - | - | - | - | 50 mm | - |
| 4 Barriera al vapore in cellulosa | - | 3 mm | 3 mm | 3 mm | - | - |
| 4 Pannello in sughero | - | - | - | - | - | 40 mm |
| 5 Pannello in lana di legno mineralizzata | - | 30 mm | 60 mm | 80 mm | - | - |
| 5 Barriera al vapore in alluminio | - | - | - | - | 3 mm | 3 mm |
| 6 Lana di legno mineralizzata | - | - | - | - | 80 mm | - |
| 7 Cartongesso | - | - | - | - | - | 15 mm |
| 7 Intonaco in calce gesso | - | - | - | - | 15 mm | - |
| 8 Intonaco in calce gesso | - | - | - | - | - | 15 mm |

*Figura 3. CV3-Parete ventilata – «materiali ecologici/naturali e riciclati»*

Tutte le soluzioni verificano i valori limite di trasmittanza termica in regime stazionario ed il regime delle condense (DLgs 192/05 e s.m.i. e DPR 59/09) con riferimento alle Zone Climatiche e considerando i valori dell'anno tipo di: *Porto Empedocle (AG)* [Zona Climatica A]; *Reggio Calabria* [Zona Climatica B]; *Ardore* (RC) [Zona Climatica C]; *Bagaladi* (RC) [Zona Climatica D]; *Bova* (RC) [Zona Climatica E]; *Albiano* (TN) [Zona Climatica F] e con valori limite di condensa superficiale assente; condensa interstiziale < 500 g/m$^2$; Trasmittanza Termica Periodica $Y_{IE}$ < 0,12 W/m$^2$K (condizioni dell'aria interna con temperatura 20°C ed Umidità Relativa del 65%).

Dal confronto delle soluzioni e riferendoci *al profilo energetico*, nonostante tutte le alternative tecniche soddisfino gli indici prestazionali per il regime stazionario, in regime dinamico le soluzioni CV3 in Zona Climatica A e B non rispettano il valore limite della trasmittanza termica periodica. Ciò comporta il fatto che tali soluzioni, se esposte a sud, est, ovest, devono essere modificate per restituire il valore corretto dell'indicatore; in tale caso è indispensabile aumentare la massa superficiale o il calore specifico degli strati riconducendo la soluzione a quella per la Zona Climatica C.

| | Indicatori | Zona Climatica | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | A (0,62) | B (0,48) | C (0,40) | D (0,36) | E (0,34) | F (0,33) |
| **Profilo energetico** | Trasmittanza termica [W/m$^2$K] | 0,61 | 0,47 | 0,40 | 0,34 | 0,34 | 0,32 |
| | Condensa superficiale [ad.] | assente | assente | assente | assente | assente | assente |
| | Condensa interstiziale [g/m$^2$] | 44 | 88 | 155 | 228 | 317 | 18 |
| | Trasmittanza termica periodica [W/m$^2$K] | 0,12 | 0,10 | 0,05 | 0,06 | 0,04 | 0,05 |
| **Profilo ambientale** | Energia Incorporata totale [MJ/m$^2$] | 1239,96 | 1147,44 | 1249,32 | 1156,80 | 1254,00 | 1166,97 |

*Tabella 1. CV1 – Indicatori prestazionali dei profili energetico ed ambientale*

| | Indicatori | Zona Climatica | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | A | B | C | D | E | F |
| **Profilo energetico** | Trasmittanza termica [W/m$^2$K] | 0,62 | 0,46 | 0,40 | 0,36 | 0,33 | 0,32 |
| | Condensa superficiale [ad.] | assente | assente | assente | assente | assente | assente |
| | Condensa interstiziale [g/m$^2$] | 143 | 227 | 301 | 457 | 52 | 0 |
| | Trasmittanza termica periodica [W/m$^2$K] | 0,08 | 0,04 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,01 |
| **Profilo ambientale** | Energia Incorporata totale [MJ/m$^2$] | 805,86 | 847,86 | 966,06 | 987,06 | 911,15 | 1009,82 |

*Tabella 2. CV2 – Indicatori prestazionali dei profili energetico ed ambientale*

| | Indicatori | Zona Climatica | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | A | B | C | D | E | F |
| **Profilo energetico** | Trasmittanza termica [W/m$^2$K] | 0,61 | 0,47 | 0,38 | 0,34 | 0,32 | 0,31 |
| | Condensa superficiale [ad.] | assente | assente | assente | assente | assente | assente |
| | Condensa interstiziale [g/m$^2$] | 385 | 0 | 0 | 33 | 248 | 0 |
| | Trasmittanza termica periodica [W/m$^2$K] | 0,40 | 0,20 | 0,11 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| **Profilo ambientale** | Energia Incorporata totale [MJ/m$^2$] | 699,70 | 829,59 | 946,23 | 1028,31 | 919,75 | 809,15 |

*Tabella 3. CV3 – Indicatori prestazionali dei profili energetico ed ambientale*

| | Materiale/componente | Energia incorporata strato [MJ/m$^2$] | Incidenza energia incorporata [%] |
|---|---|---|---|
| **CV1** | 1. Pannelli in sansa esausta di olive e plastica riciclata | 241,78 | 19,353 |
| | 2. Sottostruttura in alluminio | 297,50 | 23,813 |
| | 3. Pannello in sughero | 14,04 | 1,124 |
| | 4. Intonaco per esterno | 97,20 | 7,780 |
| | 5. Laterizi forati | 561,00 | 44,904 |
| | 6. Intonaco in calce e gesso | 37,80 | 3,026 |
| | TOTALE | 1249,32 | 100 |
| **CV2** | 1. Pannelli in sansa esausta di olive e plastica riciclata | 241,78 | 25,027 |
| | 2. Sottostruttura in alluminio | 297,50 | 30,795 |
| | 3. Lana di vetro riciclato | 63,00 | 6,521 |
| | 4. Intonaco per esterno | 97,20 | 10,061 |
| | 5. Blocchi in cls vibrocompresso e vetro espanso riciclati | 228,78 | 23,682 |
| | 6. Intonaco in calce e gesso | 37,80 | 3,913 |
| | TOTALE | 966,06 | 100 |
| **CV3** | 1. Pannelli in sansa esausta di olive e plastica riciclata | 241,78 | 25,552 |
| | 2. Sottostruttura in alluminio | 91,80 | 9,702 |
| | 3. Lana di legno mineralizzata | 328,32 | 34,698 |
| | 4. Barriera al vapore in cellulosa | 0,29 | 0,031 |
| | 5. Lana di legno mineralizzata | 246,24 | 26,034 |
| | 6. Intonaco in calce e gesso | 37,80 | 3,995 |
| | TOTALE | 946,23 | 100 |

*Tabella 4. Energia incorporata relativa ai singoli materiali – soluzioni per Zona Climatica C*

Per quanto attiene *il profilo ambientale,* è sensibile la differenza di energia incorporata tra la soluzione CV1 con le soluzioni CV2 e CV3; questa condizione deve essere ricondotta alla energia incorporata relativa al singolo materiale che per quelli naturali/ecologici (come il sughero o la lana di legno) e provenienti da processi di riciclo (ad esempio i blocchi di cls vibrocompresso e vetro espanso) risulta nettamente inferiore che nei materiali convenzionali (ad esempio i blocchi in laterizio forato o l'alluminio) (Tabella 4).

Nella soluzione CV1 sul totale di energia incorporata la muratura in blocchi forati di laterizio incide per il 44,904%. Nella soluzione CV2 la muratura in blocchi riciclati non possiede il maggior valore (né in termini relativi, né in termini assoluti) di incidenza nel totale di energia incorporata; risulta, infatti, una incidenza del 23,682% inferiore a quella della sottostruttura in alluminio pari al 30,795%. Nella soluzione CV3 la lana di legno riveste una importanza rilevante in quanto tale soluzione tecnologica è costituita essenzialmente da questo materiale. Si osserva in sostanza che l'utilizzo di materiali da processi di riciclo migliora in modo significativo il profilo ambientale della soluzione tecnologica.

## 4. Conclusioni

I caratteri morfologici e tecnologici del progetto e la natura dei materiali influiscono fortemente sull'efficienza energetica, il comfort interno e l'impatto ambientale durante il ciclo di vita, aspetti tra loro fortemente interdipendenti (Alaimo G., Enea D., 2012).

Il controllo del contributo energetico degli elementi tecnici in fase di produzione dell'edilizia è legato all'energia incorporata per singolo strato funzionale e, quindi, a quella totale dell'elemento tecnico progettato; tale condizione non è unicamente riferibile al sistema costruttivo scelto, ma soprattutto ai singoli materiali componenti la soluzione tecnologica che ne restituiscono il valore in termini di profilo energetico-ambientale e di equilibrio tra performance energetica e performance ambientale soprattutto in visione della realizzazione di *edifici a consumo energetico quasi zero* dove "le due componenti energetiche tendono ad avere il medesimo peso (Gaspari J., Trabucco D., 2010).

La soluzione tecnologica deve essere, tuttavia, contestualizzata in termini di condizioni al contorno che fanno riferimento a precisi valori climatici e che ne influenzano la rispondenza a determinati indicatori assunti dalla legislazione di settore.

Pertanto una soluzione in termini costruttivi sarà diversa sotto il profilo energetico ed ambientale in diverse condizioni climatiche; questione, questa, di grande interesse per quei contesti territoriali unici, comprensivi di una varietà di condizioni/zone climatiche differenti (come è tipico in area mediterranea), che evidentemente dovranno indirizzare strategie e modalità operative del progetto per selezionare su alternative le soluzioni tecniche performanti, così come indicato nei casi esposti.

## 5. Bibliografia


Hendriks F., Durable and sustainable construction materials, AEnas ed., Olanda, 2000

Nardi G., Progettazione architettonica per sistemi e componenti, FRANCO ANGELI, Milano, 1977.

Nava C., Edifici sostenibili, particolari costruttivi, DEI ed., Roma, 2012.

Nava C., Nuovi Requisiti energetici ed ecologici per il progetto dei componenti, in Nava C. (a cura); Involucro ed edifici a basso impatto ambientale, Falzea Ed., Reggio Calabria, 2004.

AAVV., L'impronta ambientale del costruito – Il progetto sostenibile n.27, EdicomEdizioni, Monfalcone (GO), 2010

AAVV., Recuperare Riqualificare Rigenerare – Il progetto sostenibile n.31, EdicomEdizioni, Monfalcone (GO), 2012

# Analisi LCA comparativa di adesivi per posa ceramica tradizionali e innovativi

R. Spinelli, P. Neri, M. Pini, A.M. Ferrari

Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Scienze e Metodi dell'Ingegneria,
Via Amendola, 2 - 42100 Reggio Emilia

spinero@alice.it

## Abstract

*L'obiettivo dello studio è la valutazione comparativa del danno ambientale dovuto al ciclo di vita di adesivo per posa ceramica ottenuto dalla lavorazione di scarto cotto e aggregati naturali al fine di valutare dal punto di vista ambientale, il processo industriale necessario per ottenere le materie prime secondarie e confrontarlo con la produzione di aggregati naturali. L'analisi ha evidenziato che il processo di produzione della sabbia mediante riciclo è più impattante a causa del consumo energetico richiesto per riprocessare gli scarti. Nell'ambito dello studio, il rifiuto viene considerato non solo come tale ma come coprodotto della produzione di un prodotto che esce dal sistema che lo genera per produrre materiali secondari. Con questo criterio si attribuisce a chi usa il secondario (LCA contiguo) una parte del danno dovuto alla produzione del rifiuto (processo LCA che genera il coprodotto).*

## 1. Introduzione

Il settore edile è ancora largamente dominato dal ricorso alle risorse naturali e la necessità di aggregati (sabbia, argilla espansa, vermiculite, perlite) genera forti impatti sul territorio a causa di un'attività estrattiva che, con molta difficoltà, riesce a essere pianificata e regolamentata. Il crescente interesse nei confronti dell'ambiente determina una sempre maggiore attenzione verso il riutilizzo e il riciclo dei materiali nel settore delle costruzioni. È divenuta sempre più attuale e stringente la questione della valutazione qualitativa e quantitativa del contributo che gli aggregati secondari, ottenuti dal trattamento di valorizzazione di rifiuti, possono portare al soddisfacimento del fabbisogno dell'industria delle costruzioni.

Per questo motivo occorre valutare dal punto di vista economico e ambientale, il processo industriale necessario per ottenere le materie prime secondarie disponibili per l'impiego e confrontarlo con la produzione da cava di aggregati naturali. Per indagare le prestazioni ambientali di materie prime secondarie e aggregati naturali è risultato importante indirizzarsi verso un approccio al ciclo di vita (Life Cycle Thinking). Infatti, definire un prodotto ecologico unicamente perché realizzato con materiale riciclato, ai fini del contenimento dei consumi di materie prime e della produzione di rifiuti può non tener conto del fatto che un prodotto realizzato con materiale riciclato può aver richiesto un consumo energetico in fase di riprocessamento tale da ridurre la positività del risparmio di materie prime.

## 2. Materiali e Metodi

### 2.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Lo studio si propone di calcolare gli impatti ambientali legati alla produzione di sabbia utilizzata per produrre adesivi ceramici, sia naturale che ottenuta mediante riciclo di scarti cotti al fine di confrontare il processo industriale di riciclaggio dello scarto cotto con la produzione da cava dell'aggregato naturale sabbia.

Per effettuare un confronto tra le due tipologie di aggregati è stato sufficiente limitare l'analisi alla parte iniziale della filiera, ossia la fase della loro produzione, operando cioè con criterio *"from cradle to gate"*, dalla culla all'uscita dell'impianto, momento a partire dal quale l'aggregato sabbia seguirà le stesse vicende nella rimanente parte del ciclo di vita. All'interno di tali confini sono stati considerati l'utilizzo di impianti e macchinari, e quindi il consumo di energia necessaria al loro funzionamento.

Per il processo di produzione della sabbia mediante riciclo di scarti cotti sono stati ipotizzati due differenti scenari: nel primo all'azienda che ricicla gli scarti cotti è stato attribuito il danno relativo al solo trasporto degli scarti, mentre nel secondo scenario il rifiuto è stato considerato come coprodotto che esce dal sistema che lo ha generato per produrre una materia prima seconda. In tal modo all'azienda che ricicla gli scarti viene attribuita anche la quota parte del danno relativo alla produzione degli scarti.

Il danno tra coprodotto e prodotto che lo genera è stato allocato su base economica cioè è stato attribuito un costo di mercato al prodotto e coprodotto e calcolata la rispettiva percentuale sul costo totale. L'unità dichiarata del sistema è la produzione oraria di sabbia. I risultati delle prestazioni ambientali sono stati riferiti a 1 kg di prodotto.

### 2.2. Analisi d'inventario

L'analisi di inventario è stata condotta utilizzando dati primari e secondari. I dati relativi agli impianti, ai consumi di energia, agli scarti di processo e alle emissioni in aria sono stati forniti direttamente da aziende del distretto ceramico di Sassuolo. Gli altri dati sono stati ricavati dal database EcoInvent (Life Cycle Inventories, 2009).

Il diagramma di flusso del processo estrattivo della sabbia e del processo di produzione della sabbia mediante riciclo di scarti cotti considerando i due scenari sono riportati in Figura 1, 2 e 3.

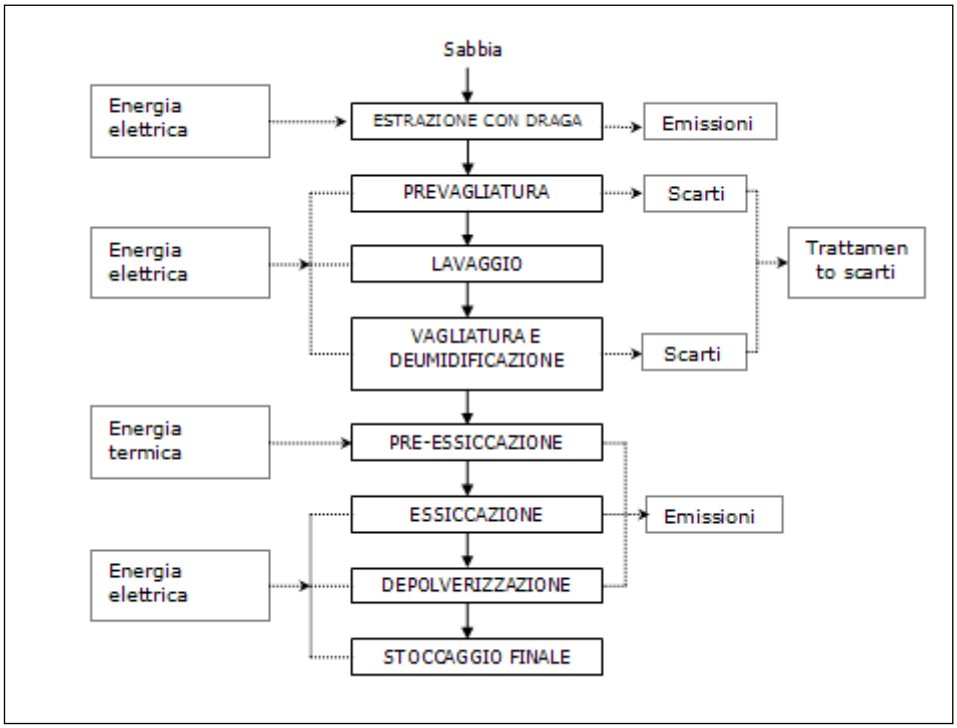



*Figura 1. Processo estrattivo della sabbia*

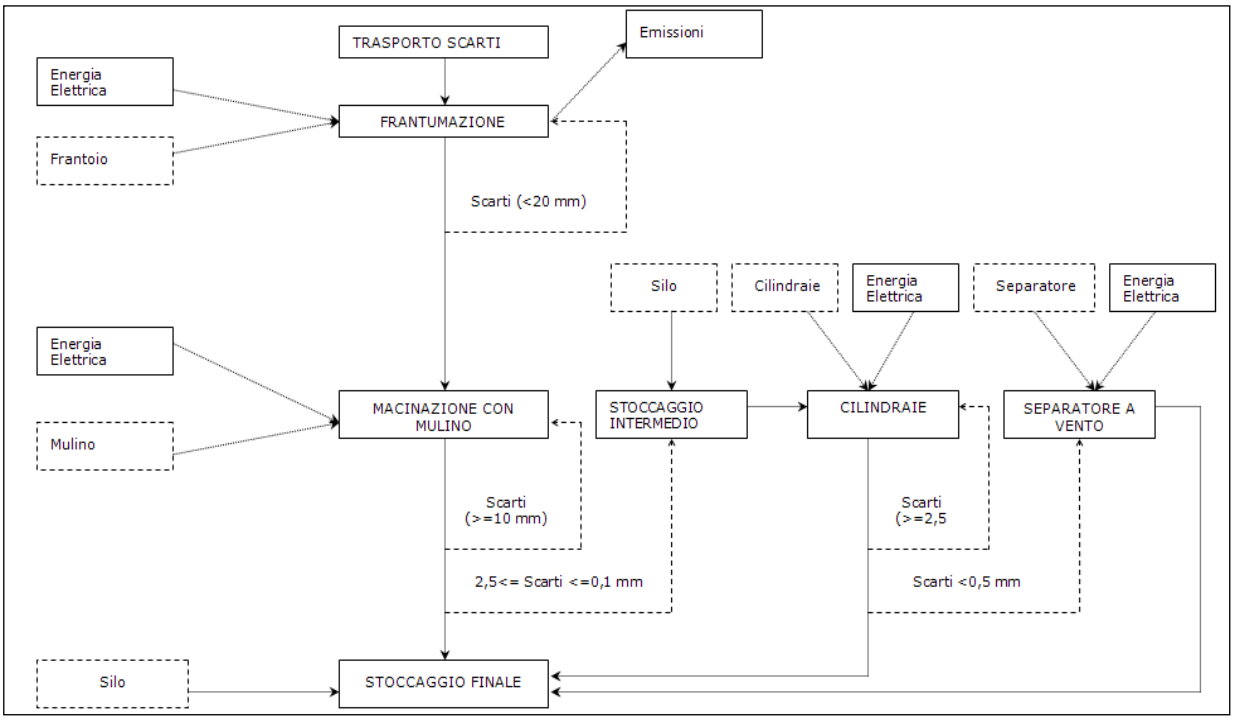



*Figura 2. Processo di produzione della sabbia mediante riciclo di scarti cotti con il solo trasporto degli scarti*

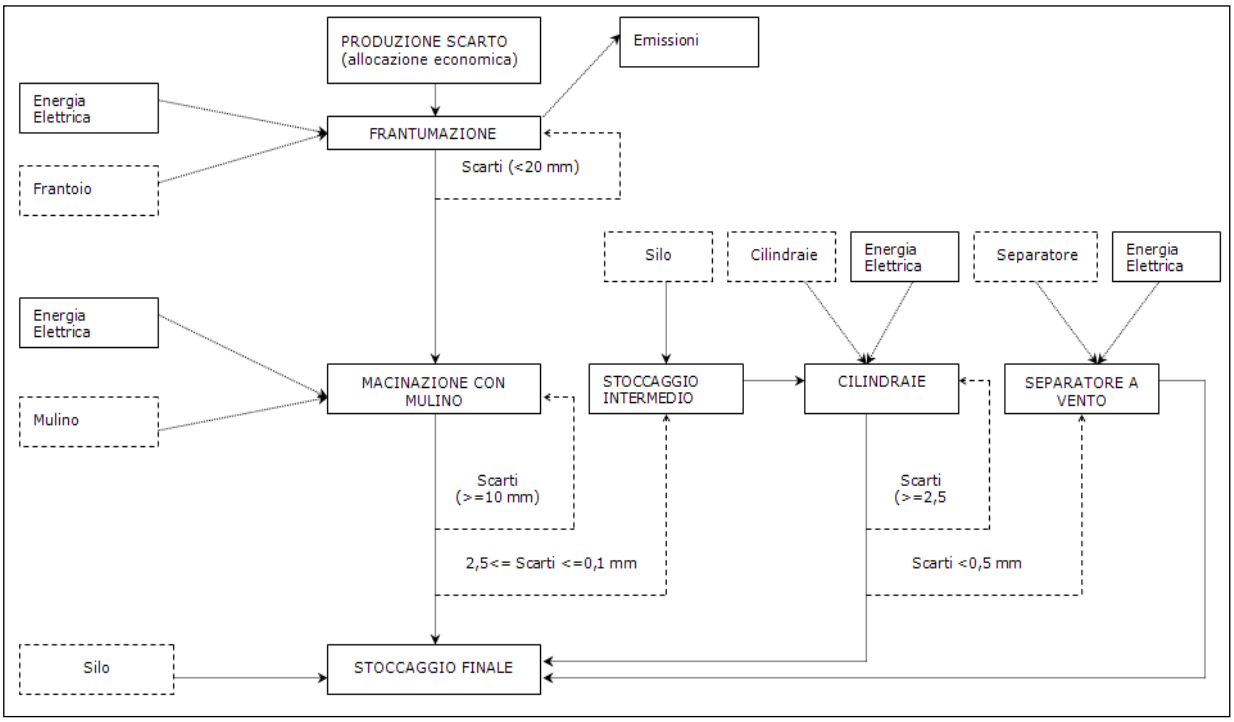



*Figura 3. Processo di produzione della sabbia mediante riciclo di scarti cotti con allocazione del processo di produzione degli scarti*

### 2.3. Valutazione di impatto ambientale

L'analisi è stata condotta utilizzando come strumento operativo il codice di calcolo SimaPro 7.3.2 sviluppato dalla Pré (Product Ecology Consultants, NL) e facendo la valutazione dell'impatto con il metodo IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003) modificato come segue:

- nella categoria **Mineral Extraction** sono state introdotte le seguenti risorse: *Silver, in ground, Silver, 0,01% in crude ore, in ground, Gravel, in ground, Sand, in ground, Lithium, in ground, Bromine, in ground*, e le diverse tipologie di acque di falda già introdotte in Minerals nel metodo Eco-Indicator99. Per queste ultime i fattori di caratterizzazione sono gli stessi utilizzati in Eco-Indicator99; per *Bromine, in ground* e *Lithium, in ground* si è scelto di mantenere la medesima proporzione presente tra i fattori di queste due risorse con quello della *pirolusite*, presa come riferimento, in Eco-Indicator 99;
- è stato considerato l'esaurimento dell'acqua;
- sono stati aggiunti nella categoria **Land occupation** una serie di voci di *Transformation from* e *to* corrispondenti a tutte le voci di Occupation già contemplate dal metodo, così come è riportato nel modello EPS 2000 (Steen, 2000).;
- sono stati aggiunti *Particulates>10 µm* e *Particulates, unspecified*;
- è stata aggiunta la categoria ***Radioactive waste*** che fa riferimento alle diverse tipologie di radioactive waste e Volume occupied dalle scorie radioattive. Come fattori peso della caratterizzazione si sono assunti quelli di EDIP 2003. Come fattore peso della normalizzazione si è usato 1 anziché quello di EDIP 2003 (28,1) per ridurre l'effetto del danno. Come fattore peso della valutazione si è assunto il valore 1 come per le altre categorie di danno di IMPACT.
- è stato introdotto un nuovo indicatore (***Terreno***) per valutare i danni subiti dal suolo a seguito dell'estrazione della sabbia e considerare il depauperamento di una risorsa naturale.

Di seguito (Figura 4) vengono riportati gli output dello studio LCA eseguito con il metodo IMPACT 2000+ per la fase di valutazione degli impatti.

I risultati, in ecopunti, mostrano che la produzione di sabbia mediante riciclo è più impattante ma tra i due scenari di riciclo ipotizzati (trasporto e coprodotto) il processo di produzione della sabbia mediante riciclo che considera il solo trasporto della materia prima seconda mostra un netto vantaggio.

Come si vede dal secondo istogramma riportato di seguito il danno del processo di riciclo aumenta notevolmente quando consideriamo il rifiuto (lo scarto cotto) come un coprodotto attribuendo al processo di riciclo la quota parte del danno relativo alla produzione della materia prima seconda.

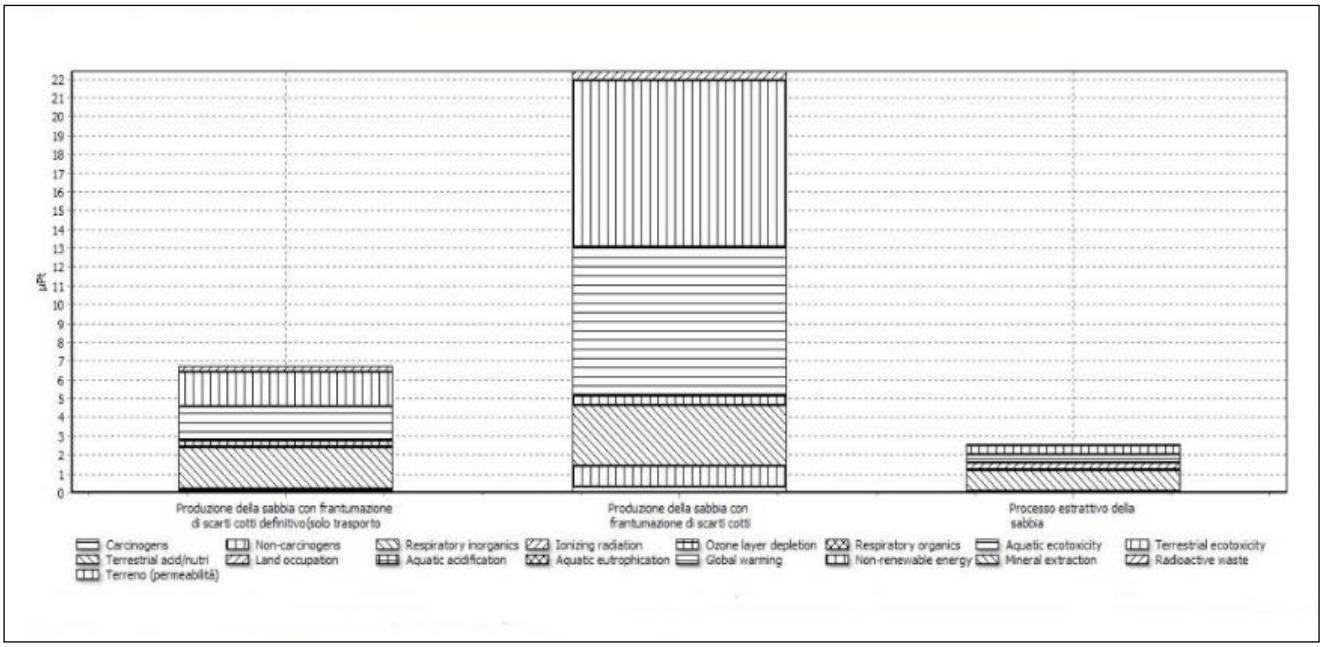



*Figura 4. Confronto tra processo di produzione della sabbia mediante riciclo con il solo trasporto della materia prima seconda, Processo di produzione della sabbia mediante riciclo con quota parte del danno relativo alla produzione dello scarto e processo estrattivo della sabbia*

Il metodo adottato nel presente studio prevede di considerare il processo di produzione della sabbia mediante riciclo considerando il solo trasporto degli scarti. Dall'analisi dei risultati consegue che il processo di riciclo, rispetto al processo estrattivo della sabbia, genera un rilevante aumento del danno per ciascuna delle categorie di impatto ambientale ad eccezione delle categorie Land occupation e Terreno (Figura 5).

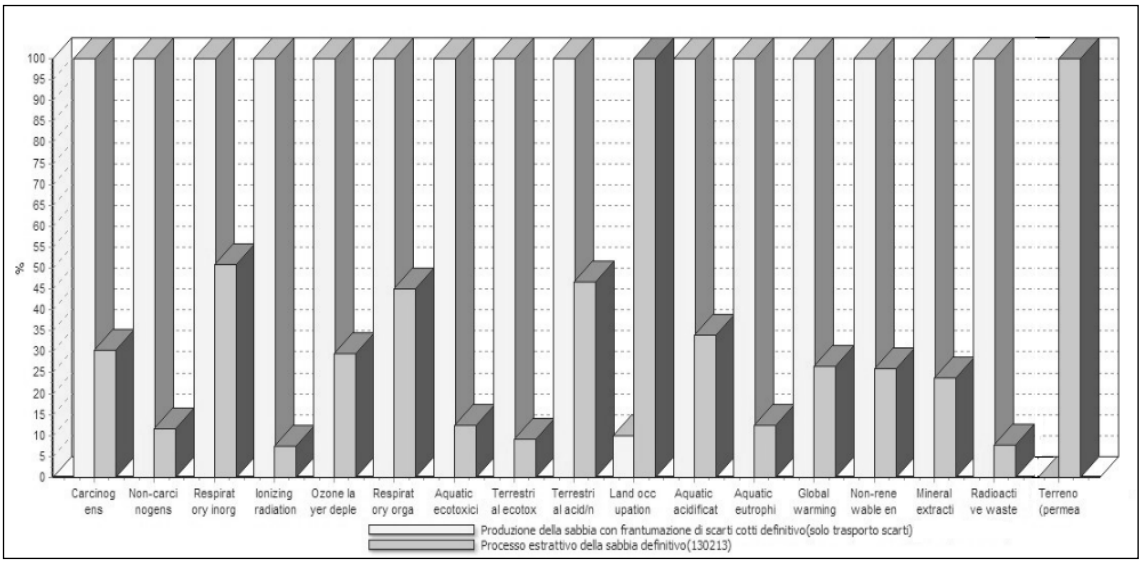



*Figura 5. Confronto tra processo di produzione della sabbia mediante riciclo con il solo trasporto della materia prima seconda e processo estrattivo della sabbia*

L'entità di questi impatti e la loro differenza è riportata in Tabella 1. Le percentuali di aumento del danno relativo alla produzione di sabbia mediante riciclo sono considerevoli per tutti gli indicatori di impatto ambientale. Fra questi i risultati più significativi riguardano le categorie d'impatto *Respiratory inorganics, Non-renewable energy* e *Radioactive waste*. Il danno in *Respiratory inorganics* è dovuto alle emissioni generate durante la frantumazione degli scarti. Nella categoria *Non-renewable energy* e *Radioactive waste* il danno è dovuto principalmente all'utilizzo di energia da rete necessaria per il riprocessamento degli scarti cotti. Anche l'aumento del danno in *Global Warming* va correlato con l'aumento di energia ettrica necessaria per riprocessare gli scarti. In Land Occupation il danno è dovuto principalmente (47,14%) a *Occupation, Industrial area* per il processo di riciclo della sabbia, mentre per il processo estrattivo della sabbia il danno nella medesima categoria d'impatto è dovuto principalmente a *Occupation, mineral extraction site* (54,09%).

| CATEGORIA DI IMPATTO | UNITÀ DI MISURA | PRODUZIONE DELLA SABBIA MEDIANTE RICICLO | PROCESSO ESTRATTIVO DELLA SABBIA | Δ DI IMPATTO (%) |
|---|---|---|---|---|
| Carcinogens | kg C2H3Cl eq | 0,000132 | 4,81E-5 | +63.56 |
| Non-carcinogens | kg C2H3Cl eq | 0,000253 | 3,31E-5 | +85.73 |
| Respiratory inorganics | kg PM2.5 eq | 1,75E-5 | 1,15E-5 | +34.28 |
| Ionizing radiation | Bq C-14 eq | 0,232 | 0,0195 | +91.59 |
| Ozone layer depletion | kg CFC-11 eq | 1,45E-9 | 5,88E-10 | +59.45 |
| Respiratory organics | kg C2H4 eq | 5,31E-6 | 3,74E-6 | +29,56 |
| Aquatic ecotoxicity | kg TEG water | 1,29 | 0,186 | +85.58 |
| Terrestrial ecotoxicity | kg TEG soil | 0,469 | 0,0529 | +88.72 |
| Terrestrial acid/nutri | kg SO2 eq | 0,00033 | 0,000222 | +32.73 |
| Land occupation | m2org.arable | 0,000412 | 0,00468 | -91.20 |
| Aquatic acidification | kg SO2 eq | 7,79E-5 | 3,4E-5 | +56.35 |
| Aquatic eutrophication | kg PO4 P-lim | 4,1E-6 | 5,55E-7 | +86.46 |
| Global warming | kg CO2 eq | 0,0139 | 0,00454 | +67.34 |
| Non-renewable energy | MJ primary | 0,222 | 0,0724 | +67.39 |
| Mineral extraction | MJ surplus | 0,00104 | 0,00026 | +75.00 |
| Radioactive waste | kg | 3,05E-7 | 2,65E-8 | +91.31 |
| Terreno | p | 1,05E-11 | 0,00143 | -99.99 |

*Tabella 1. Confronto tra processo di produzione della sabbia con il solo trasporto della materia prima seconda e del processo estrattivo della sabbia*

## 3. Conclusioni

Il giudizio sulla sostenibilità ambientale di un determinato tipo di aggregati, naturali o riciclati, può essere dato soltanto in base ad un'analisi completa di ciclo di vita LCA. Questo perché, soprattutto per quanto riguarda i materiali vergini che non richiedono complesse lavorazioni ed elevati consumi energetici durante la produzione primaria, può accadere che i danni ambientali causati da trasporti e processi di riciclaggio siano superiori al risparmio ambientale ottenuto grazie all'evitata produzione primaria.

È questo il caso del confronto tra l'aggregato sabbia naturale e riciclato dal quale si evince che il processo di riciclaggio comporta un aumento dell'impatto ambientale rispetto alla produzione di sabbia naturale poiché il consumo energetico in fase di riprocessamento è tale da ridurre la positività del risparmio di materie prime. Dunque non è sempre possibile esprimere un giudizio positivo in merito alla sostenibilità ambientale dei processi di riciclo.

Inoltre lo studio mette in evidenza come il danno aumenta notevolmente quando si trasferisce sull'LCA contiguo (nel caso in esame LCA del processo di produzione della sabbia mediante riciclo) la quota parte del danno dovuto alla generazione del rifiuto stesso.

## 4. Ringraziamenti

Gli autori ringraziano l'azienda Adesital S.p.a. Urbesetto di Fiorano (Mo), per avere contribuito alla raccolta dei dati di inventario.

## 5. Bibliografia

ANPAR, 2005, La produzione di aggregati riciclati in Italia nel 2004, www.anpar.org

Badino V., Blengini GA. and Zavaglia K. (2006 a), Analisi tecnico-economicoambientale degli aggregati per l'industria delle costruzioni in Italia. Parte 1a – I prodotti e l'offerta di mercato, *Geam*, Anno XLIII, n. 117.

Badino V, Blengini GA, Garbarino E, Zavaglia K (2007). Economic and environmental constraints relevant to building aggregates beneficiation plants. In: Agioutantis Z, editor. Proceedings of XX International Mining Congress and Exhibition of Turkey. Ankara (Turkey)

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

Jolliet O, Margni M, Charles R et al. (2003) IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8 (6): 324-330

Life Cycle Inventories (2009) Ecoinvent Database. Version 2.0. December 2010. http://www.ecoinvent.ch/

Neri P., Falconi F., Olivieri G., Ferrari Am., Barbieri L., Lancelotti I., Pozzi P., Cervino M., Gallimbeni R.(2009), Analisi Ambientale della gestione dei rifiuti con il metodo LCA, Pubblicazione elettronica. ISBN, 978-88-900772-2-7, Edizione: Cnr Area Ricerca Bologna www.lcarifiuti.it

# LCA ed LCC di un intervento di demolizione totale

Autori: (Antonio la Torre[1], Enrico De Angelis[1], Giovanni Dotelli[2], Giorgio Pansa[1],
Francesco Pittau[1], Caterina Porcino[1], Nadia Villa[1])
[1]Politecnico di Milano, Architecture, Built Environment and Construction Engeneering Department (ABC)
[2]Politecnico di Milano, Chemistry, Material and Chemical Engineering
Department "Giulio Natta" (CMIC)
Email Coordinatore: antonio.latorre@mail.polimi.it

**Abstract**

*Il seguente studio ha l'obiettivo di fornire un elemento per la valutazione della sostenibilità, sia in termini economici sia ambientali, di un intervento di demolizione totale e dello smaltimento dei rifiuti derivanti da tale attività. Seguendo le linee guida proposte dalle norme ISO 14040 e dalla EN 15978 e sulla base di dati forniti da aziende del settore delle decostruzioni e tratti dal software Simapro 7.3.3, è stata sviluppata un'analisi economica ed ambientale del ciclo di vita (LCC e LCA). Con riferimento ad un edificio in linea di social housing, sito nel comune di Brescia e costituito da una struttura portante in travi e pilastri in cemento armato, è stata condotta l'analisi dei processi di demolizione, proponendo scenari alternativi di smaltimento dei rifiuti.*

## 1. Introduzione

La scelta tra riqualificazione e demolizione totale o parziale di un edificio ricopre un ruolo sempre più dominante in una società più attenta ai problemi ambientali; per troppo tempo sono state trascurate queste tematiche con la convinzione che le risorse energetiche fossero inesauribili e le risorse ambientali infinitamente disponibili.

La demolizione, vista solitamente come un processo fine a se stesso, può essere messa a sistema con l'intero ciclo di vita dell'edificio e rappresentare un'opportunità che consente di recuperare o riutilizzare il materiale dismesso.

Le Materie Prime Secondarie (MPS) provenienti dal processo di decostruzione, quando riciclate o riutilizzate, rappresentano infatti un certo interesse (Blengini, 2008). I rifiuti da costruzione e demolizione sono una risorsa importante sia dal punto di vista quantitativo sia qualitativo. L'esigenza di recuperare e valorizzare le macerie edilizie risulta fondamentale sia per rimediare alla situazione di degrado ambientale causata dal conferimento dei residui in discariche abusive, sia per rispondere alla crescente domanda di aggregati legata alla costante diminuzione del numero delle cave.

All'interno dell'attuale scenario riguardante il campo delle demolizioni, per un edificio in linea di social housing sito a Brescia, è stata svolta un'analisi economica ed ambientale (LCC e LCA) della fase di fine vita (demolizione totale del fabbricato), valutando alcuni scenari differenti per il trattamento dei rifiuti derivanti. L'obiettivo dello studio è di comprendere e misurare le potenzialità in termini ambientali ed economici nell'utilizzo delle MPS in alternativa a quelle vergini (Badino, Baldo, 1998).

## 2. Metodologia di lavoro

Al termine della fase di vita utile dell'edificio assunto come caso di studio, si è ipotizzata e progettata la demolizione totale del fabbricato con la consulenza di aziende del settore.

Sono state analizzate alcune tecniche di decostruzione, scomponendo la fase di fine vita dell'edificio in sottofasi analizzate separatamente per poter rintracciare le attività più impattanti dal punto di vista della LCA e LCC, in modo da poter intervenire su di esse in un'ottica di ottimizzazione del processo.

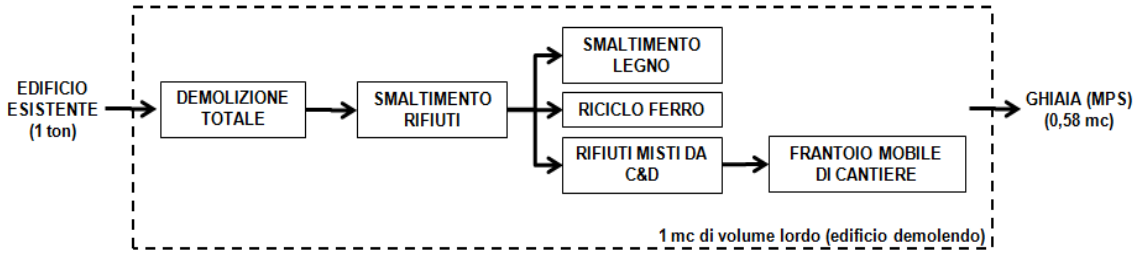



*Figura 1. Schema di riferimento della metodologia di lavoro*

L'unità funzionale (UF) scelta per l'analisi LCA e LCC è 1 $m^3$ di volume lordo dell'edificio demolendo. L'analisi è stata sviluppata considerando come input l'impiego di un frantoio mobile di cantiere per il trattamento dei rifiuti derivanti dall'attività di demolizione, il quale consente la produzione di MPS direttamente in cantiere.

I valori unitari degli impatti ambientali derivanti dalle attività di demolizione sono stati ricavati con l'ausilio del software Simapro 7.3.3 e della banca dati Ecoinvent 2.0. Gli indicatori ambientali considerati per le analisi sono stati la Cumulative Energy Demand (CED) e le emissioni di $CO_2$ equivalente in atmosfera. È stata valutata solo la CED non rinnovabile e le emissioni di $CO_2$ equivalente, calcolate come somma delle quattro categorie proposte dalle normative ISO 14067 e PAS 2050:2011.

Per la determinazione degli impatti ambientali è stato necessario ipotizzare le distanze percorse dai mezzi di trasporto coinvolti per il raggiungimento del cantiere oggetto di studio.

| MATERIALE | LUOGO DI CONFERIMENTO | DISTANZA [km] | QUANTITA' [kg/mc volume lordo] | NOTE |
|---|---|---|---|---|
| Legname (codice CER 17.02.01) | Impianti di smaltimento | 50 | 0,78 | Infissi interni. Non trattandosi di legname puro non è possibile un riciclo o un riutilizzo, ma un conferimento in discarica |
| Ferro e acciaio (codice CER 17.04.05) | Impianti di recupero | 50 | 8,06 | Impatto nullo relativo allo smaltimento poichè destinati ad impianti di recupero. Impatti derivano dal conferimento verso tali impianti |
| Rifiuti misti dall'attività demolizione (codice CER 17.09.04) | Impianti di smaltimento | 35 | 358 | Viene assunta una distanza media tra cantiere e sito di smaltimento |

*Tabella 1. Distanza degli impianti di conferimento dal cantiere oggetto di studio e quantità di rifiuti derivanti dall'attività di demolizione*

La valutazione dei costi unitari è stata svolta a partire dai dati primari ottenuti da aziende del settore delle decostruzioni. Sono stati considerati esclusivamente i costi relativi ai materiali e non quelli delle opere compiute (materiali, manodopera, mezzi d'opera). È stato considerato unicamente il costo tecnico dell'intervento, mentre le spese generali, gli oneri relativi alla sicurezza, gli utili d'impresa e l'IVA sono stati trascurati.

## 3. Caso di studio

L'edificio oggetto di studio, costruito tra gli anni 1960-70, sito nel quartiere di Casazza a Brescia, Italia, è composto da sei piani fuori terra ed un piano seminterrato.

| | |
|---|---|
| **DESTINAZIONE FUNZIONALE** | Residenziale con 24 alloggi:<br>-12 trilocali da 80 $m^2$<br>-6 quadrilocali da 95 $m^2$<br>-6 cinque locali da 110 $m^2$ |
| **IDENTIFICAZIONE TEMPORALE** | Contemporanea (1964-1975) |
| **MATERIALI COSTRUTTIVI** | Laterizio-Cemento |
| **TIPOLOGIA COSTRUTTIVA** | Travi e Pilastri |
| **DIMENSIONI** | 11m x 42m |
| **ALTEZZA** | 22,5 m |
| **VOLUME LORDO** | 12781 $m^3$ |
| **SUPERFICIE UTILE** | 2046 $m^2$ |
| **PARETI PERIMETRALI** | 2296 $m^2$ |
| **COPERTURA** | 400 $m^2$ |
| **INFISSI ESTERNI** | 351 $m^2$ |

*Figura 2. Localizzazione e caratteristiche del caso di studio*

L'edificio ha una struttura in c.a., i tamponamenti perimetrali sono in laterizio, la copertura in tavelloni, impermeabilizzata con guaina bituminosa e con un rivestimento in lastre di fibrocemento. Gli infissi esterni hanno un telaio in PVC con vetrocamera 4-12-4, mentre le finestre del vano scala, delle cantine e la porta d'ingresso al fabbricato sono in alluminio.

Nonostante lo studio dello stato di conservazione e delle patologie di degrado non evidenzi particolari problematiche di degrado, si è deciso di ipotizzare una demolizione totale del fabbricato al fine di ottenere, con la nuova costruzione, caratteristiche migliori da un punto di vista termico, acustico, sismico ed architettonico, garantendo tagli di alloggi più vari e flessibili.

## 4. Applicazione del metodo e risultati

Dopo uno studio preliminare, sulla base delle caratteristiche dell'edificio, la demolizione totale da eseguirsi con escavatori di diverse dimensioni dotati di pinze e cesoie è risultata essere la tecnica di intervento più idonea.

Il processo di decostruzione dell'edificio in oggetto è stato scomposto in cinque fasi, attribuendo ad ognuna di esse i relativi costi ed impatti ambientali col fine di individuare la fase più incidente e proporre soluzioni migliorative:

- Fase 1 – Allestimento del cantiere: recinzione dell'area, allontanamento di eventuali rifiuti o depositi di sostanze pericolose, preparazione dell'area di stoccaggio e installazione di baracche per gli operatori.
- Fase 2 – Strip-out: da svolgersi prima delle effettive operazioni di demolizione e consistente nella differenziazione dei rifiuti non pericolosi direttamente in cantiere prima di procedere con l'abbattimento delle strutture. Questa attività consente una migliore gestione e pulizia del cantiere e la suddivisione dei rifiuti derivanti da tale

attività in base alla loro destinazione finale. Questa gestione efficiente dei rifiuti fa diminuire i costi e gli impatti ambientali derivanti dal conferimento ad impianti autorizzati. Nel cantiere in oggetto si è deciso di procedere alla differenziazione dei materiali derivanti dagli impianti, dal manto di copertura in lastre di fibrocemento e dagli infissi interni in legno. L'operazione di strip-out non è stata condotta invece per i serramenti esterni in quanto è stato valutato che il loro quantitativo, in rapporto con il volume totale derivante dai rifiuti misti dell'attività di demolizione, risulta trascurabile.

- Fase 3 – Demolizione e riduzione volumetrica: con la tecnica del top-down, asportando contemporaneamente le macerie dalle solette per evitare carichi concentrati sulla struttura e successivi crolli. Per questa operazione vengono impiegati escavatori dotati di pinze e cesoie per il taglio del cemento armato ed in grado di procedere ad una separazione grossolana del ferro; tali macchinari hanno bracci di lunghezza diversa a seconda della parte di fabbricato da demolire. È stato ipotizzato anche l'utilizzo di cannon fog per l'abbattimento delle polveri. Per prevenire eventuali proiezioni di frammenti di materiale e per garantire l'incolumità del traffico veicolare, è stato previsto un enorme pannello di protezione in PVC.
- Fase 4 – Smaltimento rifiuti: il primo scenario prevede l'utilizzo di un frantoio mobile di cantiere in grado di trasformare i rifiuti derivanti dall'attività di demolizione in MPS. Tale tecnica consente la riduzione dei costi operativi (Landfield, Karra, 2000) e di evitare gli impatti dovuti all'estrazione da cava (per la produzione di nuovo materiale) e al trasporto dei rifiuti dal cantiere agli impianti di smaltimento, nonché al loro trattamento. La possibilità dell'impiego di tale tecnologia è determinata dalla localizzazione del cantiere (vicinanza con abitazioni o vincoli di natura ambientale esistenti), e dalla possibilità di reimpiego dei materiali lavorati. Da un'indagine di mercato condotta con alcune imprese impegnate nel campo delle demolizioni è emerso che le MPS presentano ad oggi una buona fonte di mercato.
- Fase 5 – Disallestimento del cantiere: vengono previste le operazioni necessarie alla conclusione dell'attività di demolizione del fabbricato, quali ad esempio lo smontaggio e l'allontanamento delle opere provvisionali, la rimozione di recinzioni, segnaletica e dispositivi di protezione e lo smantellamento degli impianti di cantiere.

Dal *Grafico 1* si nota che la fase col maggior impatto economico risulta quella relativa alla demolizione e alla riduzione volumetrica, mentre la spesa maggiore in termini ambientali compete alla fase di smaltimento rifiuti. Tali fasi risultano quelle più gravose per l'ambiente poiché il trattamento dei rifiuti implica lavorazioni piuttosto lunghe.

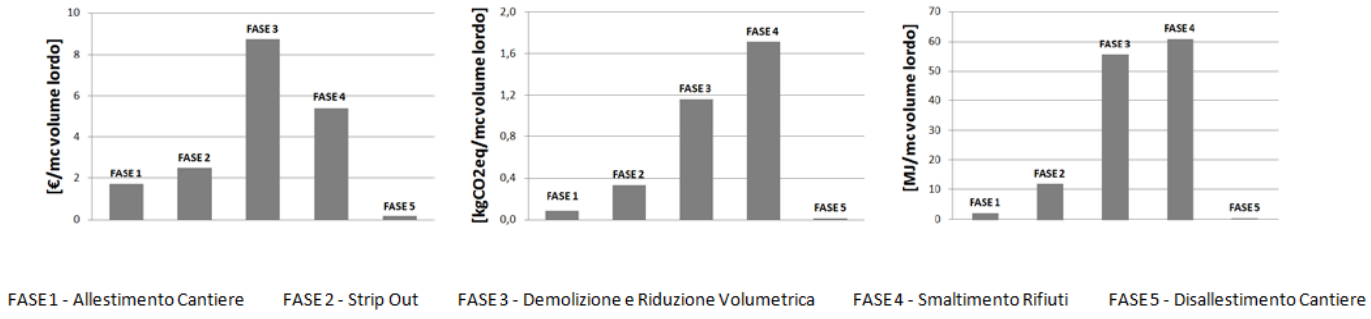



*Grafico 1. Costo, $CO_2$ equivalente e CED non rinnovabile relativi alla demolizione con impiego di frantoio mobile di cantiere*

Al fine di minimizzare gli impatti ambientali ed economici è necessario intervenire su tali fasi, in particolare quella relativa allo smaltimento rifiuti, la quale può variare considerando scenari alternativi all'impiego di frantoio mobile.

### *4.1 Conferimento ad impianti di smaltimento dei rifiuti da C&D*

In relazione alla fase di smaltimento dei rifiuti si è deciso di prendere in considerazione uno scenario alternativo all'adozione del frantoio mobile, modificando i risultati della LCC e LCA in base all'adozione di tre autoarticolati per il conferimento in discarica dei rifiuti (*Grafico 2*) ed all'effettiva distanza tra il cantiere ed il sito di conferimento.

L'UF scelta per l'analisi LCA e LCC è in questo caso 1 $m^3$ di aggregato (ghiaia generica), ottenibile o direttamente in cantiere mediante l'impiego di frantoio mobile (MPS) o attraverso l'estrazione da cava di Materie Prime (MP).

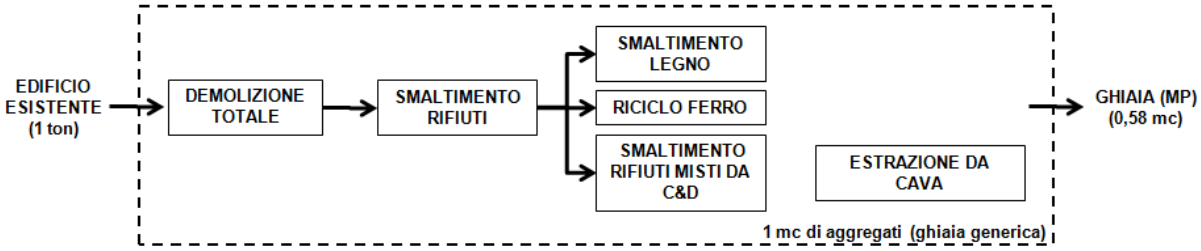



*Figura 3. Schema di riferimento dell'approfondimento relativo alla fase di smaltimento dei rifiuti misti da C&D*

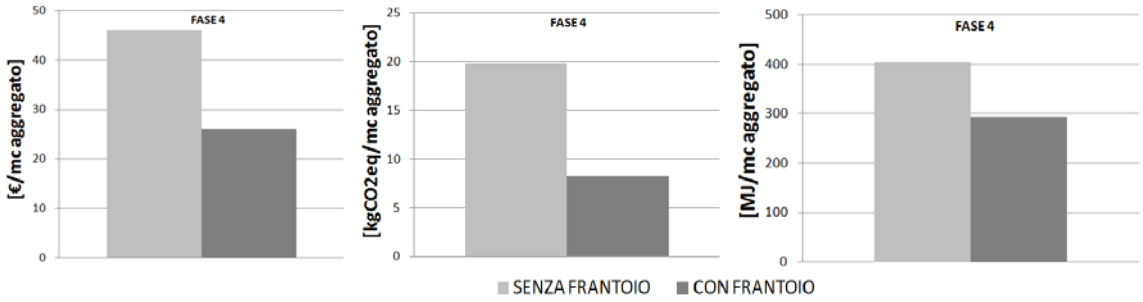



*Grafico 2. Confronto COSTO, $CO_2$ equivalente e CED non rinnovabile, relativo alla demolizione con impiego di frantoio mobile di cantiere o con conferimento ad impianti di smaltimento*

Il trattamento in sito delle macerie risulta più conveniente dal un punto di vista economico ed ambientale in quanto consente di evitare i numerosi trasporti verso gli impianti di conferimento dei rifiuti.

Al fine di ottimizzare sia i costi, ma soprattutto gli impatti ambientali, si è ipotizzato di far variare la distanza tra un cantiere ipotetico di demolizione ed un impianto di smaltimento rifiuti, confrontando i risultati ottenuti rispetto all'impiego di un frantoio mobile di cantiere per la produzione di MPS. In termini economici non si arriva mai alla convenienza del trasporto dei rifiuti ad impianti di smaltimento, mentre in termini ambientali si ha una convenienza per distanze molto limitate, pari a circa 7,5 km per le emissioni di $CO_2$ equivalente e a circa 28 km in termini di CED non rinnovabile. Si ha quindi ancora una volta la convenienza nell'impiego di frantoio mobile di cantiere, con l'esclusione di situazioni molto particolari in cui gli impianti di smaltimento sono molto prossimi al sito.

Un'ulteriore conferma di quanto appena sostenuto può essere data svolgendo una LCC e LCA di confronto tra la produzione di MPS derivanti dall'utilizzo di frantoio mobile di cantiere e lo stesso materiale ottenuto tramite estrazione da cava.

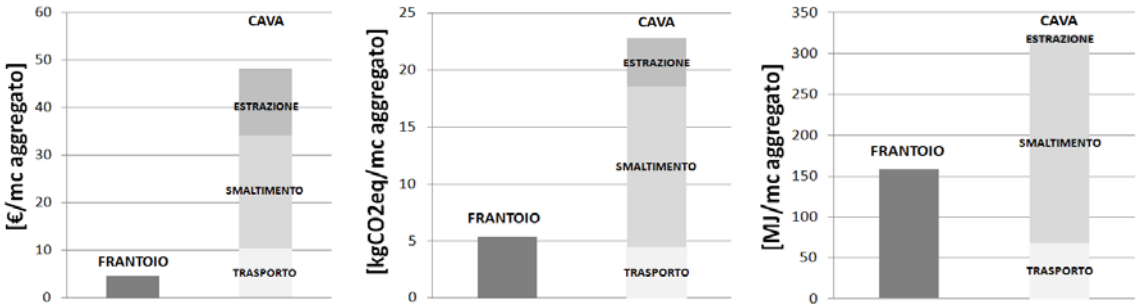



*Grafico 3. Confronto COSTO, $CO_2$ equivalente e CED non rinnovabile, relativo alla produzione di ghiaia in cantiere (con l'utilizzo di frantoio mobile) o da estrazione da cava*

La prima ipotesi prevede la produzione di MPS direttamente in cantiere attraverso l'impiego di frantoio mobile. Nella seconda ipotesi, invece, i rifiuti devono essere trasportati verso discariche autorizzate, procedendo solo in seguito all'estrazione da cava per ottenere il prodotto finito (*Grafico 3*).

Dal confronto si evince che lo scenario più conveniente per la produzione di ghiaia, sia da un punto di vista economico sia ambientale, risulta quello legato all'utilizzo del frantoio mobile di cantiere in quanto consente di evitare un aggravio di costi e di impatti ambientali dovuti allo smaltimento dei rifiuti e all'estrazione di nuove MP. L'utilizzo del frantoio mobile di cantiere consente infatti di ridurre, da un punto di vista ambientale, le emissioni di circa 17 kg di $CO_2$ equivalente al mc di aggregato o il consumo di circa 164 MJ al mc di aggregato, con un risparmio, da un punto di vista economico, di circa 44 € al mc di aggregato.

## 5. Conclusioni

Al momento della demolizione di un edificio o della sostituzione di un componente si possono presentare dunque più scenari alternativi: il delinearsi di uno rispetto ad un altro dipende dalle caratteristiche dell'edificio e dal contesto nel quale si colloca. Dai risultati ottenuti è dimostrato come in un cantiere di tipo tradizionale, per la demolizione di un edificio in linea con escavatori dotati di pinze e cesoie, l'adozione di un frantoio mobile di cantiere per lo smaltimento dei rifiuti derivanti dall'attività di demolizione sia conveniente, sia dal punto di vista economico che da quello ambientale. Tale macchinario, infatti, non solo permette di evitare gli aggravi derivanti dal trasporto dei detriti in impianti autorizzati e il successivo smaltimento, ma consente inoltre di evitare costi ed emissioni aggiuntive che si avrebbero nell'estrazione e nella produzione di nuove MP.

Se si volesse migliorare la fase di smaltimento dei rifiuti da costruzione, sarebbe necessario, già in fase di progettazione, prevedere, oltre ai normali costi ed impatti di produzione e di messa in opera, i costi relativi allo smontaggio e alla raccolta selettiva dei componenti, oltre a quelli relativi al loro trattamento per l'eventuale riciclaggio o conferimento in discarica.

Un'altra possibilità di miglioramento consisterebbe nel considerare, sempre già in fase di progettazione, l'utilizzo di tecnologie a secco, riducendo così i costi ed i relativi impatti per lo smontaggio e il successivo smaltimento degli stessi. Occorrerebbe quindi sostituire al tradizionale concetto di costo di produzione, economico ed ambientale, di un componente edilizio, quello di costo globale calcolato nel suo ciclo di vita complessivo, includendo quindi anche la fase di fine vita.

# 6. Bibliografia


Amirante I., Rinaldi S., 'Strategie di riqualificazione per l'abitare. Demolizione, addizione e ristrutturazione', Edizioni scientifiche italiane, 1998.

Badino V., Baldo G., 'LCA. Istruzioni per l'uso', Esculapio, 1998.

Biffani M., 'Manuale della demolizione controllata. Analisi delle tecniche controllate ed ecologiche alternative al martello demolitore per forare, tagliare e demolire il cemento armato, la roccia e la muratura', EPC editore, 2012.

Blengini G. A., 'Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy', Elsevier Science B.V., 2008.

De Rosa B., Cicerani S., 'Demolizioni, Costruzioni e Scavi: la corretta gestione dei rifiuti prodotti', Geva, 2009.

Di Carlo T., Blengini G. A., 'Il ruolo di LCA e LCC nella valutazione della sostenibilità ambientale ed economica di edifici residenziali e industriali', Politecnico di Torino, Tesi di dottorato.

Duthu H., Montharry D., Platzer M. - Ed. italiana a cura di Paganin G., 'Pratiche di costruzione : dalla progettazione all'edificio : fondazioni, opere murarie, strutture, solai, coperture, serramenti e vetrazioni, rivestimenti murali e pavimenti, riscaldamento, condizionamento, impianti, elettricità e illuminazione, ambiente e acustica, demolizione, bonifica', Sistemi editoriali, 2006.

Fini D., Manzotti S., 'Demolizione dei manufatti edilizi: cantiere, tecniche e tipologie di intervento', Maggioli, 2004.

Giugliano M. (a cura di), Grosso M., Rigamonti L., 'La gestione integrata dei rifiuti', CIPA editore, 2009.

Gottfried A., 'Ergotecnica edile. Applicazioni di metodi e strumenti', Progetto Leonardo Bologna, 2006.

ISO 14067.

Landfield A., Karra V., 'Life cycle assessment of a rock crusher', Elsevier Science B.V., 2000.

Longo D., 'Decostruzione e riuso: procedure e tecniche di valorizzazione dei residui edilizi in Italia', Alinea, 2007.

Lovato F., Poroli I., 'Demolizioni civili e industriali – linee guida – L' Appalto', NAD I Edizione, 2007.

PAS 2050:2011.

Pelosi E., 'Gli adempimenti ambientali nelle attività di cantiere : rifiuti da costruzione e da demolizione, terre e rocce di scavo, emissioni, rumore, sostanze pericolose, siti inquinati, approvvigionamento e scarichi idrici', Santarcangelo di Romagna: Maggioli, 2008.

Poroli I., 'Demolizioni civili e industriali – linee guida – Bracci Alti', NAD I Edizione, 2009.

Ren Z., Chrysostomou V., Price T., 'Smart and Sustainable Built Environment: the measurement of carbon performance of construction activities', Emerald Article, 2012.

Tondi A. (a cura di), Delli S., 'La casa riciclabile: i rifiuti in edilizia', Edicom 1998.

# PRODUCTS, TECHNOLOGIES AND CASE STUDIES

# LCA comparativa di processi di tintura di fibre tessili

Maria Laura Parisi, Daniele Spinelli, Rebecca Pogni, Riccardo Basosi
Gruppo di LCA-ENE.R.G.R.E.EN.S., Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia,
Università di Siena
riccardo.basosi@unisi.it

## Abstract

*La filiera della produzione e lavorazione dei prodotti tessili rappresenta un settore importante e strategico per l'economia di varie regioni dell'Unione Europea. I processi coinvolti in questa catena manifatturiera sono numerosi ed eterogenei e presentano impatti sulla salute umana e sull'ambiente che non possono essere trascurati. La ricerca e l'innovazione nel campo dell'eco-efficienza per questo settore ha ricevuto notevoli impulsi negli utlimi anni. Questo studio di Analisi del Ciclo di Vita riguarda la valutazione ambientale di tecnologie innovative per la tintura di tessuti che, applicate sinergicamente, hanno come obiettivo l'ottimizzazione ecologica dell'intero processo di tintura, dalle materie prime al prodotto finito, con particolare attenzione al risparmio energetico, alla riduzione nell'uso delle risorse idriche e di prodotti chimici.*

## 1. Introduzione

L'industria tessile e dell'abbigliamento è un settore vario ed eterogeneo che interessa un numero notevole di attività, dalla produzione delle materie prime attraverso la loro trasformazione in filati e tessuti, alla produzione di un'ampia gamma di prodotti e macchinari per il pre-trattamento, la tintura e il finissaggio, fino al confezionamento dei prodotti finiti. Il settore costituisce una parte importante dell'industria manifatturiera europea e ricopre un ruolo cruciale nell'economia e nel benessere sociale di numerose regioni dei 27 Paesi dell'UE (fonte: Eurostat).

Molti dei processi coinvolti nella produzione di prodotti tessili sono pericolosi per la salute umana e non sostenibili da un punto di vista ambientale: in questo contesto la produzione di coloranti e le operazioni di tintura sono tra le fasi a più alto impatto ambientale della filiera a causa della bassa resa di processo e della grande quantità di energia, acqua e prodotti chimici coinvolti.

Il volume di produzione di questo settore e la portata delle questioni ambientali legate a questa industria sono state oggetto di interesse di legislazioni e direttive europee (COM 88, 2001; Direttiva 2002/61/CE; Direttiva 2008/1/EC; Direttiva 2008/98/EC) e di ricerca scientifica (Di Gregorio et al. 2010; Ciullini et al. 2012).

La complessità della filiera del tessile richiede una profonda e dettagliata analisi per la valutazione del contributo potenziale dei vari processi ai temi ambientali come il riscaldamento globale, il consumo di risorse materiali e di energia. Per questo l'analisi del ciclo di vita (LCA) può fornire un valido supporto per evidenziare le criticità dei processi industriali attualmente impiegati (Nieminen, 2003; Steinberger et al., 2009; Tobler, 2001; Yuan et al., 2013) e le opportunità di miglioramento delle varie soluzioni tecnologiche proposte in un'ottica di eco-innovazione e eco-efficienza in questo settore (Nieminen et al., 2006)

### 1.1. Processi innovativi per la filiera di nobilitazione dei tessuti

L'attività di ricerca e sviluppo nel settore tessile ha goduto di notevoli impulsi e investimenti negli ultimi anni ed ha contribuito alla messa a punto di tecnologie e metodi per l'ottimizzazione dei processi produttivi.

Nel 2003, secondo la Direttiva IPPC, la Commissione Europea ha pubblicato il documento di riferimento che stabilisce le linee guida per armonizzare le procedure per le autorizzazioni ambientali integrate per gli impianti nel settore tessile, in cui vengono individuate le migliori tecnologie disponibili con particolare riferimento ai trattamenti di nobilitazione e finitura dei tessuti (BREF for Textile Industry, 2003).

Tra le tecnologie emergenti annoverate, esiste un'ampia sezione dedicata ai metodi per la fase di pre-trattamento e di tintura che insieme costituiscono una parte importante e cruciale della filiera di produzione del tessile. Tra questi, alcune alternative sono state ottimizzate negli ultimi anni e sono arrivate ad un livello di maturità tale da poter essere introdotte nel mercato attraverso iniziative che ne consentano lo scale-up a livello industriale. In particolare, i processi considerati nell'analisi qui presentata sono:

• Sintesi di bio-coloranti. La diffusione della classe di coloranti azoici è dovuta alla relativa semplicità della sintesi che, procedendo attaverso una diazotazione seguita da una reazione di copulazione azoica, è in grado di produrre virtualmente un infinito numero di composti a partire dalla grande varietà di composti diazotati disponibili e di molecole per la reazione di copulazione. Questi due step di sintesi, d'altra parte, presentano tutta una serie di gravi rischi per la salute umana (effetti tossici, mutageni e cancerogeni) e per l'ambiente (emissioni in acqua e nel suolo, effetti tossici per flora e fauna) e per questo motivo si è sviluppato un crescente interesse per processi alternativi di formazione del legame azoico sia per i coloranti esistenti che per composti di nuova generazione a partire da reazioni più a basso costo, meno pericolose e più ambientalmente compatibili.

Tra questi processi innovativi, sono state studiate tecnologie che impiegano le laccasi, degli eccellenti enzimi ossidativi per composti aromatici sostituiti con gruppi elettrondonatori (difenoli, polifenoli, etc.). Queste semplici molecole possono servire come precursori per la produzione, catalizzata da enzimi, di coloranti azoici in soluzione acquosa a temperatura ambiente e in assenza di additivi.

L'analisi qui presentata si basa sui risultati ottenuti da un progetto europeo (SOPHIED 2004) focalizzato sull'uso delle laccasi fungine (Enaud et al., 2010; Forte et al., 2010; Pogni et al., 2010) per creare coloranti azoici e fenossazinici attraverso accoppiamento enzimatico e l'uso di strategie originali, più sicure ed eco-compatibili. Attraverso l'impiego di un bioreattore realizzato appositamente per questa ricerca, è in corso l'ottimizzazione della sintesi su scala industriale di alcuni dei composti progettati.

• Pre-trattamento del tessuto. I processi di preparazione delle fibre prima della tintura possono essere eseguiti in vari modi e con diversi prodotti chimici. La scelta è spesso basata sulle dimensioni del processo e le tecniche in continuo risultano essere quelle più efficienti su larga scala. In questa fase è fondamentale l'uso di alcali, acidi o ipoclorito e ciò determina un'elevata presenza di residui nei flussi di scarico che necessitano quindi di operazione di neutralizzazione e abbattimento.

Un processo innovativo che consente di evitare l'uso di questi additivi è la tecnologia al plasma che impiega gas a pressione atmosferica (aria, $O_2$, $Ar_2$, $N_2$, $He_2$) in continuo per conferire varie funzionalità alla superficie dei tessuti ed aumentare la colorabilità degli stessi a ridotto impatto ambientale.

•Sintesi di nuovi ausiliari. Al variare della natura della fibra tessile, possono essere presenti vari ausiliari nel bagno di tintura. Questi appartengono a varie categorie di composti chimici inorganici ed organici: alcuni sono consumati stechiometricamente durante il processo mentre altri persistono nella soluzione di lavoro aumentando conseguentemente il carico ambientale dei reflui di lavorazione.

I formulati innovativi proposti nel contesto dello studio qui analizzato sono degli etossilati alchilici a basso peso molecolare (amine etossilate e derivati del pirrolidone) già studiati a livello di laboratorio, in grado di aumentare l'efficienza del processo di tintura riducendo la quantità di composti non aromatici necessari a parità di performance di processo. Nel caso di tinture con coloranti acidi e reattivi, è stato dimostrato infatti che la quantità di surfattanti necessaria può essere ridotta fino al 70% lavorando a temperature inferiori con un risparmio conseguente di energia del 20% rispetto alle condizioni standard di lavoro per il processo tradizionale.

• Ottimizzazione del processo di tintura: l'innovazione per l'aumento di sostenibilità dei processi industriali tessili ha permesso di mettere a punto tecniche e metodi caratterizzati da una riduzione della temperatura e dei tempi di tintura grazie all'uso dei nuovi ausiliari in combinazione con i bio-coloranti.

### 1.2. Il progetto BISCOL

Una reale applicazione dei processi innovativi per la tintura di tessuti (fibre naturali) è attualmente in fase di implementazione e di scale-up nel progetto europeo BISCOL (BIoprocessing for Sustainable production of COLoured textiles, website: http://www.biscol.unisi.it). Questo progetto, coordinato dall'Università di Siena e che coinvolge altri 5 partner, muove dai successi ottenuti dalla ricerca in materia di processi di tintura ecocompatibili svolta da imprese, università e istituti di ricerca all'interno del precedente progetto europeo SOPHIED. Lo scopo finale del progetto BISCOL è lo sviluppo e l'applicazione su scala pilota di un nuovo processo di tintura del tessile basato sull'ottimizzazione ecologica dell'intero processo di tintura dalle materie prime al prodotto finito con particolare attenzione al risparmio energetico, alla riduzione nell'uso delle risorse idriche e di prodotti chimici.

Il progetto BISCOL afferisce al Programma quadro per la competitività e l'innovazione (CIP) della Commissione Europea che promuove il trasferimento tecnologico alle piccole e medie imprese attraverso l'iniziativa Eco-Innovation.

L'obiettivo mira all'implementazione del nuovo processo di tintura per favorire l'evoluzione concreta delle industrie chimiche tradizionali produttrici di colori verso imprese ad alta tecnologia, più competitive, più innovative e sviluppatrici di processi chimici sostenibili. All'interno del progetto è previsto un work-package completamente dedicato alla valutazione LCA che, in maniera iterativa, ha l'obiettivo di affiancare tutto il lavoro di sviluppo e up-scale del processo di tintura per la determinazione delle criticità e degli impatti ambientali.

## 2. Caso Studio e Aspetti Metodologici

Il caso studio consiste nell'analisi del processo di tintura della lana a partire dai dati primari forniti dai partner del consorzio BISCOL per le varie fasi della filiera descritte nel paragrafo 1.1. I confini del sistema analizzato sono riportati in Figura 1: si tratta di un'analisi di tipo gate-to-gate che inizia con il lavaggio-purgatura del tessuto in entrata e termina con l'asciugatura del tessuto stesso in uscita. Nell'analisi è compresa la fase di produzione degli ausiliari e dei coloranti. L'unità funzionale scelta è 1 kg di tessuto trattato, come già riportato in letteratura (Yuan et al., 2012; Steimberg et al., 2009).

I dati secondari sono stati presi dal database Ecoinvent v 2.2 e da dati presenti nella letteratura scientifica. I processi a monte e a valle della filiera di nobilitazione non sono inclusi nel sistema perchè la produzione di fibre tessili e le operazioni di finissaggio e confezionatura dei prodotti colorati in uscita dal sistema esulano dal contesto di ricerca e di applicazione del progetto. Le operazioni di depurazione delle acque reflue sono state modellizzate sulla base delle informazioni fornite dai partner.

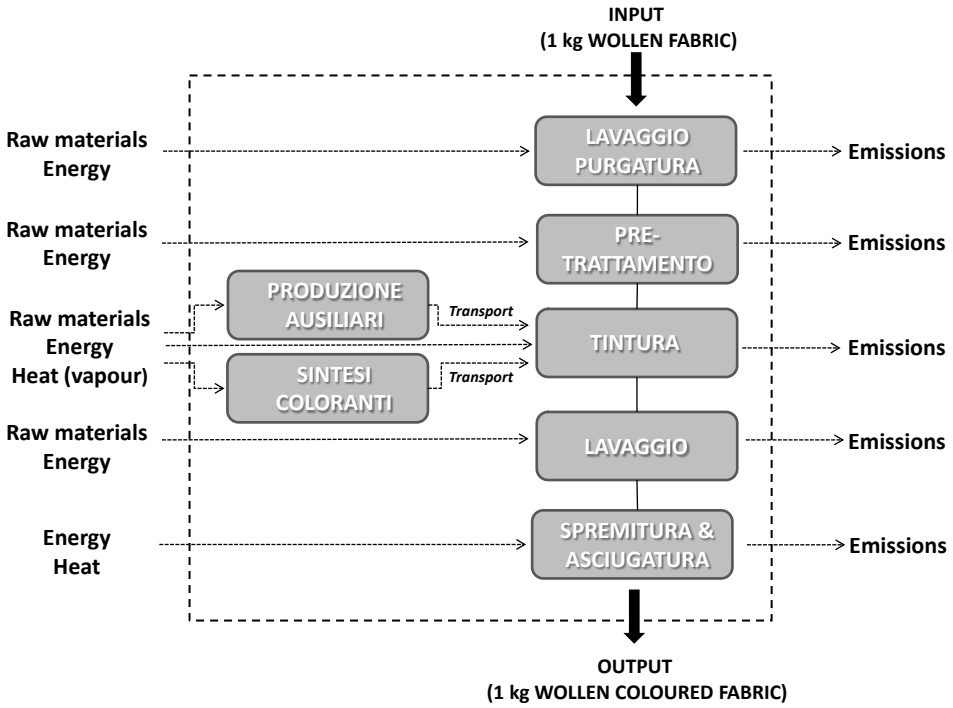



*Figura 1. Confini del sistema analizzato per il processo di tintura di 1 kg di tessuto di lana*

Il mix energetico considerato è quello europeo e i trasporti sono stati calcolati sulla base delle distanze reali tra le rispettive sedi dei partner coinvolti.
Essendo il progetto BISCOL ancora in fase di svolgimento, ci si aspetta che i risultati preliminari ottenuti sin qui possano subire lievi variazioni, ma già a questo livello di analisi risultano evidenti le migliori performance ambientali del processo proposto.
Il software utilizzato per l'analisi è il Simapro 3.3. La valutazione e il confronto degli impatti sono stati condotti sulla base di tre principali categorie: global warming potential (GWP) per gli impatti atmosferici, abiotic depletion (AD) per il consumo di risorse e water depletion (WD) per i consumi di acqua. Inoltre, per una valutazione dell'energia primaria necessaria per i due processi, abbiamo messo a confronto i valori dell'indicatore calcolato col metodo CED (Cumulative Energy Demand).

## 3. Risultati e discussione

Come si vede nei grafici riportati in Figura 2, il peso energetico del processo BISCOL presenta un valore assoluto che è circa la metà rispetto al processo convenzionale.
Questo risultato è dovuto al risparmio in termini di energia primaria ottenuto con il pre-trattamento al plasma, che necessita di tempi di operazione inferiori, e alle formulazioni innovative degli agenti additivanti che permettono di lavorare a temperature più basse nella fase di tintura. Quest'ultima contribuisce maggiormente al valore dell'indicatore nel caso del processo BISCOL perchè comprende il processo di bio-sintesi del colorante che a questo livello non ha ancora raggiunto le rese ottimali attese e permette la produzione di quantità limitate di colorante.
L'ulteriore recente implementazione del bio-reattore nell'ultima fase del progetto ha fornito risultati molto incoraggianti in questo senso.

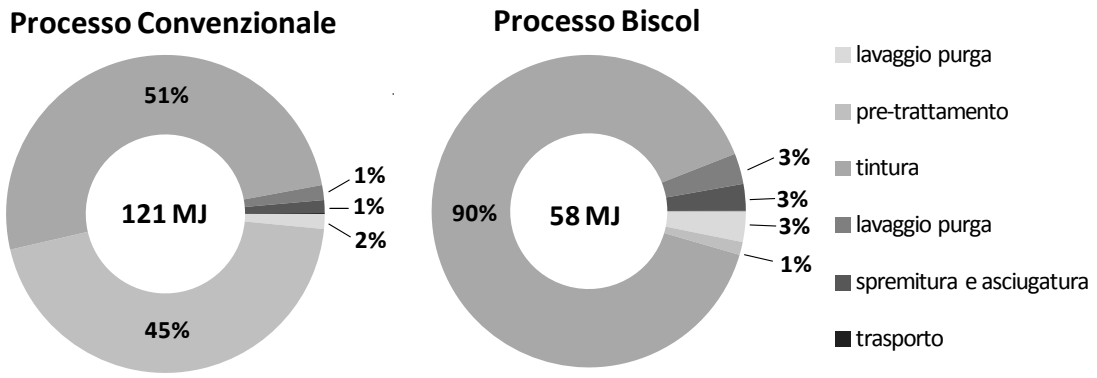



*Figura 2. CED del processo relativo alla tintura di 1 kg di tessuto di lana con processo convenzionale e con processo BISCOL*

I potenziali benefici ambientali ottenibili con il processo BISCOL su scala industriale sono evidenti anche in termini di GWP come mostrato in Figura 3. La sostituzione dei metodi classici di sintesi e delle operazioni di pre-trattamento a secco e l'impiego di tecnologie di tintura in condizioni di lavoro più favorevoli (temperature più basse e tempi minori di processo) permettono di dimezzare il contributo a questo indicatore.

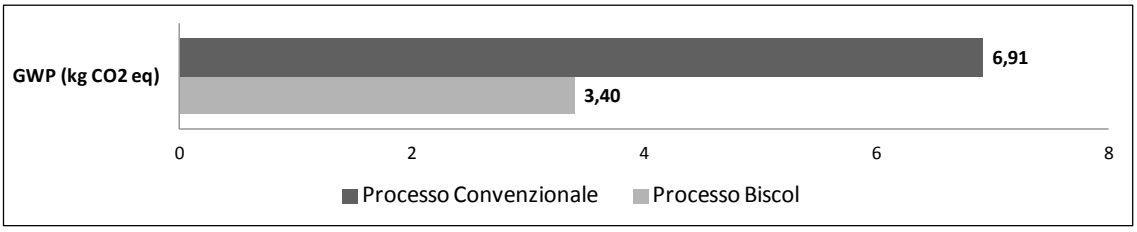



*Figura 3. $GWP_{100}$ del processo relativo alla tintura di 1 kg di tessuto di lana con processo convenzionale e con processo BISCOL*

Lo stesso andamento si riscontra per il consumo di acqua, che è un tema cruciale per la filiera dei processi di lavorazione delle fibre tessili. La sostituzione di trattamenti a umido con trattamenti a secco e la sintesi enzimatica di biocoloranti, che permette il riutilizzo dell'acqua per più cicli produttivi all'interno del bio-reattore, consentono un risparmio notevole come mostrato in Figura 4. Gli stessi processi, che richiedono minori quantità di reattivi a parità di qualità del prodotto, consentono anche un risparmio di risorse primarie che fa diminuire il consumo di materia abiotica per unità di prodotto.

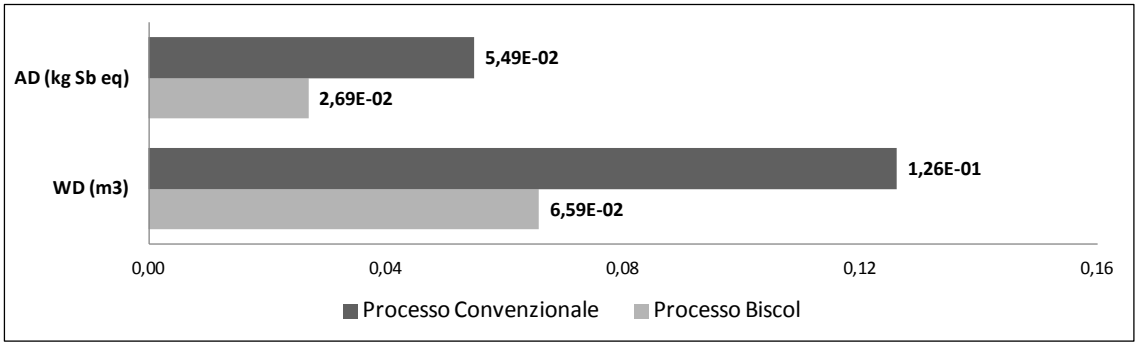



*Figura 4. Indicatori relativi alle categorie di impatto Abiotic Depletion e Water Depletion per il processo di tintura di 1 kg di tessuto di lana con processo convenzionale e con processo BISCOL*

## 4. Conclusioni

Lo studio presentato in questo lavoro mette in evidenza come l'LCA possa fornire un valido supporto per la valutazione delle possibili conseguenze sull'ambiente e sulla salute umana associate alle diverse scelte tecnologiche nel settore del tessile. L'analisi si è basata sul confronto tra il processo convenzionale di tintura del tessile e un processo innovativo, sviluppato e implementato su scala pilota all'interno del Progetto BISCOL, basato sull'ottimizzazione ecologica dell'intero processo di tintura, dalle materie prime al prodotto finito, attraverso un metodo di pre-trattamento al plasma, la sintesi di coloranti per via enzimatica e la produzione di ausiliari a basso peso molecolare in grado di aumentare la colorabilità delle fibre.

I risultati calcolati per alcune categorie di impatto mostrano che l'integrazione di queste tecnologie innovative porta ad un aumento dell'efficienza dei processi tintoriali con la conseguente riduzione del consumo di acqua ed energia di circa il 50% per unità di prodotto. Inoltre, a parità di qualità del prodotto, si ottengono evidenti benefici per il consumo di risorse primarie grazie alla minore quantità di composti e additivi necessari per il completamento del processo.

L'analisi mette in rilievo l'utilità della metodologia LCA in fase di progettazione di processo (eco-progettazione) ed il ruolo fondamentale che riveste per tracciare una mappa del profilo ambientale, e quindi delle opportunità di ottimizzazione di tecnologie innovative nell'ottica di un miglioramento della competitività e del potenziale di crescita del settore tessile.

La collaborazione tra i partner del consorzio che ha reso possibile l'accesso a dati primari e specifici per le tecnologie analizzate e, quindi, la realizzazione di questo studio preliminare, sarà auspicabilmente utile per l'ampliamento della banca dati di LCA nel settore dei prodotti e dei processi innovativi per il tessile.

## 5. Ringraziamenti

Lo studio si è svolto nell'ambito del Progetto BISCOL “Bioprocessing for Sustainable production of COLoured textiles”, Eco/09/2561612

## 6. Bibliografia

Ciullini, A, Gullotto, A, Tilli, S, Sannia, G, Basosi, R, Scozzafava, A & Briganti, F 2012, 'Enzymatic Decolorization of Spent Textile Dyeing Baths Composed by Mixtures of Synthetic Dyes and Additives', Applied Microbiology and Biotechnology, vol. 96, no. 2. pp. 395-405.

COM (2001) 88, Risoluzione del Parlamento Europeo sul Libro Bianco della Commissione, 'Strategia per una politica futura in materia di sostanze chimiche', Bruxelles 27.2.2001.

Direttiva 2002/61/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, 'Restrizioni in materia di immissione sul mercato e di uso di talune sostanze e preparati pericolosi (coloranti azoici), 19 Luglio 2002.

Direttiva 2008/1/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, 'Prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento', 15 Gennaio 2008.

DIRETTIVA 2008/98/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive, 19 novembre 2008.

European Commission. Integrated pollution prevention and control (IPCC). Reference document on best available techniques for the textiles industry. July 2003. http://eippcb.jrc.es.

EUROSTAT, Textiles and Clothing - statistics on textiles - viewed 12 March 2013 http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/,

Enaud, E, Trovaslet, M, Bruyneel, F, Billottet, L, Karaaslan, R, Sener, ME, Coppens,P, Casas, A, Jaeger, IJ, Hafner, C, Onderwater, RCA, Corbisier, AM, Marchand-Brynaert, J & Vanhulle, S 2010, 'A Novel Azoanthraquinone Dye made through Innovative Enzymatic Process, Dyes and Pigments', vol. 85, no. 3, pp. 99-108.

Di Gregorio, S, Balestri, F, Basile, M, Matteini, V, Gini, F, Giansanti, S, Tozzi, MG, Basosi, R & Lorenzi, R 2010, 'Sustainable discoloration of textile chromo-baths by spent mushroom substrate from the industrial production of *Plerotus ostreatus*', Journal of Environmental Protection, vol. 1, no. 2, pp. 85-94.

Forte, S, Polak, J, Valensin, D, Taddei, M, Basosi,R, Vanhulle, S, Jarosz-Wilkolazka, A & Pogni, R 2010, 'Synthesis and Structural Characterization of a Novel Phenoxazinone Dye by Use of a Fungal Laccase',Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic, vol. 63, no. 3, pp. 116-120.

Nieminen, E, Linke, M, Tobler, M & Vander Beke, B 2006, 'EU COST Action 628: life cycle assessment (LCA) of textile products, eco-efficiency and definition of best available technology (BAT) of textile processing', Journal of Cleaner Production, vol. 15, pp.1259-1270.

Nieminen, E 2003, 'Environmental indicators of textile products for ISO (Type III) environmetal product declaration', AUTEX Research Journal, vol. 3, no. 4.

Pogni, R, Valensin, D, Jarosz-Wilkolazka, A, Parisi, ML & Basosi, R 2010,' Synthesis, structural characterization and LCA analysis of a novel phenoxazinone dye by use of a fungal laccase', Journal of Biotechnology, vol. 150, p. 195.

Progetto SOPHIED (FP6-NMP2-CT-2004-505899) http://www.sophied.net/

Steinberger, JK, Friot, D, Jolliet, O & Erkman, S 2009,'A spatially explicit life cycle inventory of the global textile chain', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 14, pp. 443-455.

Toble, M 2001,'Modelling of textile apparel lifecycle in relation to function, quality and cost', paper presented to the 11th annual meeting of SETAC Europe, 6-10 May 2001, Madrid, Spain

Yuan, ZW, Zhu, YN, Shi, JK, Liu, X & Huang, L 2013,'Life-cycle assessment of continuous pad-dyeing technology for cotton fabrics', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 18, pp. 659-672.

# Il Life Cycle Costing applicato a una tecnologia innovativa: una valutazione per analogia della sostenibilità economica

Barbara, Burchi[1]; Oscar, Amerighi[2]; Patrizia, Buttol[3]
[1]Università di Pisa, Dipartimento di Economia e Management
Via C. Ridolfi 10, 56124 Pisa, Italia
[2] ENEA, Unità Centrale Studi e Strategie
Lungotevere Thaon di Revel 76, 00196, Roma, Italia
[3] ENEA, UTVALAMB-LCA – Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna, Italia
Email Coordinatore: b.burchi78@gmail.com

## Abstract

*Lo sviluppo di tecnologie innovative pone problemi di sostenibilità economica a causa degli ingenti investimenti da sostenere. Il Life Cycle Costing (LCC) è fra le metodologie più accreditate per pianificare correttamente i costi durante le diverse fasi del ciclo di vita di prodotti e processi produttivi, evitando alle aziende di perdere di redditività e di competitività. Il LCC ha come obiettivo la stima dei costi complessivi del ciclo di vita di un prodotto e, a tal fine, esistono diversi approcci specifici. Il modello analogico, in particolare, può risultare utile nei casi in cui non siano disponibili molti dati e informazioni, proprio come in presenza di nuove tecnologie, ancora in via di implementazione. Tale metodo di stima dei costi offre un risultato molto approssimativo, ma comunque utile per una prima valutazione della sostenibilità economica di un progetto innovativo. Nell'articolo si riportano i risultati dell'applicazione di tale modello a una nuova tecnologia, oggetto di una ricerca finanziata dal 7mo Programma Quadro.*

## 1. Introduzione

L'innovazione tecnologica nell'ambito dei processi produttivi è oggi un fattore sempre più strategico, che influenza direttamente la capacità di un'impresa di competere sul mercato globale. Al tempo stesso, il legislatore internazionale chiede alle imprese maggiori investimenti in ricerca poiché rappresentano una leva privilegiata per la definizione di modelli e di sistemi di produzione più sostenibili, da un punto di vista economico, ma anche ambientale e sociale. Tuttavia, lo sviluppo di nuove tecnologie pone numerosi problemi circa l'ingente provvista finanziaria necessaria a supportare investimenti di lungo periodo e i costi operativi da sostenere una volta a regime. I primi, in particolare, saranno più elevati laddove le nuove tecnologie comportano cambiamenti radicali nel ciclo di vita rispetto a processi tradizionali. Per superare suddette barriere economiche e finanziarie e per evitare la perdita di redditività e di competitività, le aziende hanno bisogno di strumenti adeguati a supportare una corretta pianificazione e progettazione dei costi necessari all'introduzione delle nuove tecnologie e alle diverse fasi del loro ciclo di vita. A tale scopo, studiosi e professionisti nel settore della contabilità aziendale hanno sviluppato diversi modelli e metodologie, tra cui il Life Cycle Costing (LCC) è fra i più diffusi (Bengü, Kara 2010). Il LCC è uno strumento importante per il processo decisionale nelle aziende perché indica il percorso da seguire nello sviluppo e nell'introduzione dell'innovazione, in modo economicamente sostenibile e perseguendo anche obiettivi ambientali (Krozer, 2008). In generale, l'analisi LCC viene impiegata per stimare investimenti e costi da sostenere durante le varie fasi del ciclo di vita e può essere sviluppata adottando la prospettiva del produttore o del consumatore. In quanto metodologia utile a stimare i costi futuri, il LCC prevede l'applicazione di specifici modelli di stima, riconducibili sostanzialmente a tre metodi principali (ingegneristico o dettagliato, parametrico, e basato sull'analogia) che si differenziano per la molteplicità di informazioni e dati necessari all'analisi (Fabrycky, Blanchard, 1991). Peculiarità del LCC è anche quella di poter valutare fattori di mercato che oggi non si presentano in termini monetari, quali ad esempio le richieste di riduzione degli impatti ambientali derivanti dai processi industriali e di comportamenti più etici nel modo di condurre gli affari sul mercato internazionale.

L'Environmental LCC (eLCC), una variante della metodologia convenzionale che recentemente è stata oggetto di teorizzazione da parte di studiosi di Life Cycle Management (Hunkeler et al., 2008; Swarr et al., 2011), si pone l'obiettivo specifico di includere nell'analisi economica del ciclo di vita anche le esternalità ambientali che nel prossimo futuro potrebbero diventare un onere – interno – per le imprese.

Il presente lavoro fa parte di un progetto più ampio, volto a sviluppare uno studio di Life Cycle Sustainability Assessment (di seguito LCSA) (Kloepffer 2008) per TyGRe, una tecnologia innovativa che abbina la gassificazione degli pneumatici usati alla produzione di carburi di silicio (di seguito SiC) di medio-alta qualità, per applicazioni a elevato valore aggiunto (www.tygre.eu). Nello specifico, gli autori sono coinvolti nello sviluppo dell'Environmental Life Cycle Costing (di seguito eLCC) (Hunkeler et al. 2008; Swarr et al. 2011) all'interno del suddetto framework LCSA. Nella prima fase dello studio, in mancanza dell'impianto pilota di TyGRe, è stata svolta una stima preliminare dei costi e dei ricavi che TyGRe potrà generare a livello industriale sulla base dei consumi e della resa di materie prime ipotizzati per l'impianto pilota e riportati nello screening di LCA del progetto. In questo modo si è inteso valutare in via preliminare la sostenibilità economica della nuova tecnologia. L'analisi ha previsto l'applicazione del modello analogico di stima dei costi ai valori economici dei processi produttivi di SiC convenzionali e ha preso in considerazione solo la fase di operatività della tecnologia. Pertanto, i risultati non sono riconducibili alla metodologia Life Cycle Costing (di seguito LCC). Inoltre, le informazioni e i dati disponibili non hanno permesso di stimare quei costi ambientali esterni che potrebbero essere internalizzati in un prossimo futuro, come invece previsto per l'analisi eLCC (Hunkeler et al. 2008). Per tali motivi la seguente analisi della letteratura presenta solo sommariamente la metodologia di LCC per poi focalizzarsi sui metodi di stima dei costi più diffusi in letteratura. L'articolo illustra poi le ipotesi seguite per lo sviluppo di questo primo studio e i risultati.

## 2. Life Cycle Costing e metodi di stima dei costi (e dei ricavi) futuri

Il Life Cycle Costing consente di stimare l'efficacia delle attività di pianificazione economica relative a un determinato prodotto, per mezzo del confronto tra i costi reali e quelli previsti a budget con riflessi positivi sulla capacità di definire i prezzi e, quindi, sulle condizioni di profittabilità e di economicità (Dunk 2004).

Il Life Cycle Costing si configura come una metodologia con obiettivi propri, prospettive di analisi specifiche e metodi di stima dei costi. Nel tempo, si è discusso molto a livello teorico sulla possibilità di creare un framework LCC comune a tutti i settori che ancora oggi manca, nonostante i notevoli sforzi e le numerose proposte di standardizzazione metodologica (Rebitzer, 2005). Ad oggi, esistono alcun norme di riferimento settoriali, fra le quali, ad esempio, la ISO 15686-5:2008, e alcune linee guida, in particolare relative all'eLCC (Hunkeler et al., 2008; Swarr et al., 2011). Korpi & Ala-Risku (2008), grazie ad una estesa analisi della letteratura su casi applicativi di LCC, hanno contribuito fattivamente alla sistematizzazione degli elementi costitutivi di tale metodologia. In particolare, si è evidenziato come gli obiettivi principali del LCC siano funzionali alla prospettiva di analisi adottata.28 Per quanto riguarda i metodi di stima dei costi, Korpi & Ala-Risku (2008) hanno rilevato come questi varino in relazione alla disponibilità dei dati al momento in cui viene sviluppata l'analisi. In particolare, Fabrycky & Blanchard (1991) hanno individuato tre possibili alternative di valutazione dei costi all'interno del LCC: quella basata su procedure ingegneristiche, l'analogia e il modello parametrico.

[28] Dunk (2004) suggerisce che i produttori con un maggior orientamento al mercato utilizzano il LCC per mantenere e migliorare il focus sul consumatore. Barringer & Webber (1996) presentano sei diversi obiettivi del LCC, alcuni dei quali relativi alla logica del cliente, altri più in linea con la prospettiva del produttore.

La stima dei costi che utilizza procedure ingegneristiche, detto anche “metodo analitico” (Koonce et al., 2003), si basa sull'analisi dettagliata del processo di fabbricazione e delle caratteristiche del prodotto e consente di ottenere una valutazione complessiva del progetto sommando i valori provenienti dai vari segmenti di attività. Il metodo analitico può essere correttamente utilizzato solo quando tutte le caratteristiche del processo produttivo e del prodotto sono note o possono essere adeguatamente definite (Cavalieri et al., 2004), pertanto può risultare poco utile se l’analisi LCC viene applicata per la progettazione e lo sviluppo di una nuova tecnologia. Considerazione analoga può essere espressa per i metodi parametrici poiché utilizzano modelli matematici, quali funzioni a più variabili, che richiedono una conoscenza approfondita di tutte le caratteristiche che possono influenzare il costo finale del prodotto e la disponibilità dei relativi dati (Castagne et al., 2008).
Il “modello analogico” (Asiedu & Gu, 1998) valuta i costi complessivi sulla base del grado di somiglianza fra prodotti (Cavalieri et al., 2004; Castagne et al., 2008). I costi sono calcolati per analogia tenendo conto delle differenze tra il prodotto in analisi e quello simile (Shields & Young 1991). Tuttavia, solo una completa familiarità con una determinata categoria di prodotti e, quindi, un giudizio esperto possono rendere oggettivo il concetto di “grado di somiglianza” e consentire una valutazione corretta delle differenze esistenti tra un determinato prodotto e il simile (Greves & Schreiber 1993). Pertanto, i modelli basati sull’analogia rientrano fra i metodi di valutazione qualitativi e risultano particolarmente utili per prodotti nuovi e in fase di progettazione (Asiedu & Gu, 1998; Castagne et al., 2008). Questo modello è generalmente utilizzato nella prima fase del processo di sviluppo di un prodotto, perché permette di ottenere una stima approssimativa ma attendibile dei costi futuri (Cavalieri et al., 2004).

## 3. Applicazione del Modello Analogico a TyGRe

Le considerazioni espresse nell’introduzione evidenziano che il LCC è una metodologia adeguata per la valutazione della sostenibilità economica di una nuova tecnologia perché considera tutto il ciclo di vita. Infatti, l’obiettivo degli autori all’interno del progetto TyGRe è proprio quello di sviluppare l’eLCC della nuova tecnologia con la stima anche delle esternalità ambientali che nel prossimo futuro potranno diventare reali flussi finanziari (Hunkeler et al. 2008). Hunkeler et al. (2008) suggeriscono che lo sviluppo dell’eLCC segua lo standard ISO 14040:2006 al fine di poter essere integrato nel framework della LCSA. Gli autori hanno sviluppato l’analisi in via teorica per la fase di Goal and Scope e per l’inventario, proponendo anche una possibile categorizzazione dei costi da individuare per TyGRe. Tuttavia, non è stato possibile completare lo studio sviluppando poi il calcolo poiché nella fase progettuale in cui è stata svolta questa prima analisi l’impianto pilota di TyGRe non era funzionante e, quindi, gran parte delle informazioni necessarie non erano disponibili. Ad ogni modo, si è deciso di sviluppare una stima preliminare per valutare l’economicità di questa nuova tecnologia sulla base di alcune considerazioni economico-finanziarie e per mezzo dell’applicazione del modello analogico alle informazioni di costo disponibili per le tecnologie convenzionali. Una prima valutazione della fattibilità economica risulta infattiutile per capire se un progetto possa essere efficientemente sviluppato a livello industriale e, quindi, possa condurre alla realizzazione di un prodotto collocabile convenientemente sul mercato.
Questa prima valutazione della fattibilità economica ha avuto come ipotesi iniziale quella stabilita dai tecnici del progetto che consiste nella resa costante delle materie prime passando dal pilota alla scala industriale.
Per lo sviluppo dell’analogia sono stati utilizzati i dati economico-finanziari disponibili per ESD-SIC BV coerentemente con lo screening di LCA per l’analisi preliminare di progetto, che ha modellato gli impatti ambientali di TyGRe sulla base di quelli di suddetta azienda.

ESD-SIC BV è fra i leader europei per la produzione di SiC e produce in prevalenza SiC per applicazioni metallurgiche e abrasive per mezzo della tecnologia convenzionale rappresentata dal forno Acheson. Sebbene il progetto si ponga l'obiettivo di produrre per mezzo di TyGRe una qualità di SiC migliore rispetto a quella ottenuta col processo convenzionale, quest'ultimo è stato considerato il competitor diretto ai fini dell'analisi. SI è ipotizzato, quindi, che TyGRe a livello industriale competerà sullo stesso mercato di ESD-SIC BV. In particolare, per ESD-SIC BV sono stati reperiti alcuni dati di bilancio, quali i ricavi, le macro-voci dei costi operativi e gli indicatori di redditività, fra i quali il Valore Aggiunto, l'Earning Before Interest, Taxes, Depreciation and Amortization (di seguito EBITDA) e l'Earning Before Interst and Taxes (EBIT). Tali valori economici sono stati la base per lo sviluppo di un ragionamento analogico semplificato che ha seguito alcune semplici considerazioni di tipo economico-finanziario.
Un mercato concorrenziale e non particolarmente specializzato, come quello dei SiC, presenta prezzi sostanzialente allineati (Savage 1985). I ricavi[29] ottenibili dalle imprese a tali prezzi deve essere tale da coprire tutti i fattori produttivi e remunerare l'azienda stessa e i finanziatori. Se un'azienda riesce ad abbassare il prezzo perché ha ridotto i costi complessivi di produzione, i concorrenti dovranno migliorare anch'essi la loro efficienza adeguarsi per non uscire dal mercato. Questo implica una sostanziale similarità dei costi complessivi, almeno in termini percentuali rispetto ai ricavi e, per differenza, anche dei margini. Questi ultimi sono espressi dalla differenza tra i ricavi e le diverse categorie di costo. Fra i margini più utilizzati per la valutazione della competitività economico-finanziaria di un'impresa vi è l'EBITDA (Brian 2003). Quest'ultimo è calcolato come differenza tra i ricavi e i costi, esclusi gli ammortamenti e le svalutazioni, gli interessi e le tasse (Chanprasopchai 2012).
Infine, ultimo dato utile per questa valutazione di sostenibilità economica per TyGRe è il prezzo del SiC. Quest'ultimo dipende in gran parte dalla sua qualità, o grado, definita in base alla purezza e alla dimensione del granulo, che ne determina l'uso nei diversi settori e per diverse applicazioni (metallurgico, refrattario, abrasivo, produzione di componenti ceramici, applicazioni elettroniche e di alta tecnologia). Il grado di SiC varia sensibilmente tra questi settori, così come il suo prezzo, che può assumere valori modesti, compresi tra 1 e 5 euro, per gli impieghi più tradizionali, fino ad arrivare ad oltre 5 mila euro al kg per applicazioni high-tech.
Di seguito si riepilogano le principali ipotesi per l'applicazione del modello analogico a TyGRe:

- TyGRe a livello industriale e ESD-SIC BV competono sullo stesso mercato.
- Similarità di prezzo fra competitors, dal quale discende anche la
    - Similarità della struttura dei costi e del valore dell'EBITDA fra i competitors.
- la quantità di materiali in ingresso necessaria per produrre 1 tonnellata di SiC non cambia passando dall'impianto pilota alla dimensione industriale. Questo implica che, dati i prezzi industriali delle materie prime, il relativo costo unitario complessivo rimane costante.

## 4. Risultati e conclusioni

La struttura dei costi di TyGRe a livello industriale è stata calcolata, come mostrato in Tabella 1, a partire dai costi riportati nel conto economico 200930 di ESD-SIC BV (il più completo a disposizione) e applicando le ipotesi di rendimento costante del processo produttivo e di simile struttura dei costi.

[29] Per ricavi si intende il ricavato dalle vendite dei prodotti e dei servizi al prezzo di mercato (Reg. CEE 4064/89).

[30] I dati del conto economico di ESD-SIC BV sono stati reperiti per mezzo della banca dati Amadeus (https://amadeus.bvdinfo.com/).

| Costi operativi | Struttura costi ESD-SIC BV 2009 | Stima Costi TyGRe a livello industriale |
|---|---|---|
| | % | € |
| Materiali | 43% | 763* |
| Personale | 23% | 408 |
| Altri | 26% | 457 |
| Ammortamenti | 9% | 151 |
| Costi Operativi totali | 100% | 1.779 |

* Costi delle materie prime consumate dal processo TyGRe a livello di impianto pilota

Tabella 1. Costi per unità funzionale di TyGRe a livello industriale

I costi delle materie prime consumate dal processo TyGRe a livello di impianto pilota sono stati ottenuti da alcuni documenti interni del progetto stesso.
Per calcolare i ricavi di TyGRe per tonnellata di SiC è stato applicato l'EBITDA (in termini percentuali) ai costi operativi totali.
L'EBITDA di ESD-SIC BV utilizzato per il suddetto calcolo è il valore medio degli ultimi dieci anni e corrisponde a circa il 10%. Pertanto, applicando l'ipotesi di simile marginalità operativa, i ricavi complessivi derivante da una tonnellata di SiC prodotto da TyGRe è di Euro 1809, per un prezzo al kg pari a Euro 1,8.
L'ultimo passo per verificare la sostenibilità economica della tecnologia innovativa è stato il confronto tra il prezzo unitario di SiC ottenuto da TyGRe e quello relativo al prodotto di ESD-SIC BV. Per valutare il prezzo per kg di SiC prodotto da ESD-SIC BV è stata considerata la produzione del 2008, unico anno per il quale è stato possibile reperire il dato del volume, circa 55 mila tonnellate, per un valore corrispondente di oltre 45,6 milioni di euro. Il risultato è un prezzo medio unitario di 0,8 euro. La differenza tra i prezzi unitari di SiC, riconducibili ai prodotti ottenuti rispettivamente dalla tecnologia convenzionale, impiegata da ESD-SIC BV, e da quella innovativa, rappresentata da TyGRe, è di circa un euro ed è piuttosto alta.
È bene ricordare, comunque, che questa stima è molto approssimativa poiché si basa su un numero limitato di dati e su valutazioni riconducibili esclusivamente a processi induttivi. Tuttavia, da questa prima analisi emerge un risultato interessante circa la possibile sostenibilità economica di TyGRe a livello industriale, almeno nella fase di vita concernente il ciclo produttivo e corrispondente a quella di uso della tecnologia. Infatti, il costo e il relativo prezzo stimati per il SiC ottenuto con TyGRe sono allineati con quelli del mercato per le applicazioni più convenzionali (metallurgico, refrattario e abrasivo), che non richiedono una qualità elevata. Questa informazione è ancor più utile ai fini dello sviluppo a livello industriale di TyGRe poiché il progetto, nel suo complesso, si pone l'obiettivo di ottenere un grado di SiC superiore a quello prodotto con la tecnologia convenzionale. Un tale risultato aprirebbe a impieghi in settori a maggior valore aggiunto, come la sinterizzazione o le applicazioni ceramiche ed elettroniche, settori nei quali il prezzo medio è più elevato. Qualora l'applicazione di un modello più rigoroso di stima dei costi, come quello basato su procedure ingegneristiche, ai dati reali dell'impianto pilota dovesse confermare i dati sopra commentati, la nuova tecnologia si dimostrerebbe

comunque redditizia e capace di sostenere economicamente anche eventuali processi di ulteriore raffinazione dell'output. Pertanto, si ritiene auspicabile lo sviluppo di una valutazione di massima della fattibilità economica come quella presentata in questo articolo preliminare all'implementazione dell'impianto pilota di una nuova tecnologia. Infatti, quest'ultimo può richiedere ingenti risorse finanziarie che da investimento potrebbero trasformarsi in costi, nel caso l'analisi LCC applicata a dati reali del pilota dimostri la mancata sostenibilità economica della tecnologia a livello industriale.

## 5. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato finanziato dalla Commissione Europea nell'ambito del 7mo Programma Quadro. Si ringraziano i partner di progetto per la collaborazione nella raccolta dati e le utili discussioni sulla definizione del modello tecnologico.

## 6. Bibliografia

Asiedu, Y & Gu, P 1998, 'Product life cycle cost analysis: state of the art review', Int. J. Prod. Res., vol. 36, pp. 883-908.

Barringer, HP & Weber, DP 1996, 'Life cycle cost tutorial', Fifth International Conference on Process Plant Reliability, Houston, Texas.

Bengü, H, Kara E 2010, 'Product Life Cycle Costing Methodology', Banking and Finance Letters, vol. 2, pp. 325-333.

Brian H 2003, 'EBITDA: Still Crucial to Credit Analysis', Commercial Lending Review, vol. Sept, pp. 47-48.

Castagne, S, Curran, R, Rothwell, A, Price, M, Benard, E & Raghunathan S 2008, 'A generic tool for cost estimating in aircraft design, Res. Eng. Design., vol. 18, pp.149-162.

Cavalieri, S, Maccarrone, P & Pinto, R 2004, 'Parametric vs. neural network models for the estimation of production costs: A case study in the automotive industry', Int. J. Production Economics, vol. 91, pp. 165-177.

Chanprasopchai P, Atthirawong W 2012, 'EBITDA based on commercial margin prediction by hybrid model for ready mixed concrete business', Lecture notes in Management Science, vol. 4, pp. 37-45.

Comunità Economica Europea 1989, 'Regolamento CEE 4064/89 relativo alle operazioni di concentrazione tra imprese', GUCE n. C 066 del 02/03/1988, pp. 0025-0035.

Dunk, AS 2004, 'Product life cycle cost analysis: the impact of customer profiling, competitive advantage, and quality of IS information', Manage. Acc. Res., vol. 15, pp. 401-414.

Fabrycky, WJ & Blanchard, BS 1991, Life cycle cost and economic analysis, Prentice-Hall, Englewood Cliffs (NJ).

Greves, D & Schreiber, B 1993, 'Engineering costing techniques in ESA', http://www.esa.int/esapub/bulletin/bullet81/greve81.htm.

Hunkeler, D, Lichtenvort, K, Rebitzer, G 2008, Environmental Life Cycle Costing, CRC Press, USA.

ISO 2008, ISO 15686-5 Buildings and constructed assets — Service-life planning —Part 5: Life-cycle costing.

Kloepffer W 2008, 'Life Cycle Sustainability Assessment of Products', Int J Life Cycle Assess, vol. 13, pp. 89-95

Koonce, D, Judd, R, Sormaz, D & Masel, DT 2003, 'A hierarchical cost estimation tool', Computers in Industry, vol. 50, pp. 293-302.

Korpi, E & Ala-Risku, T 2008, 'Life Cycle Costing: a review of published case studies', Managerial Auditing J., vol. 23, pp. 240-261.

Krozer Y 2008, 'Life cycle costing for innovations in product chains', J. Cleaner Production, vol. 16, pp. 310-321.

Rebitzer, G 2005, 'Enhancing the Application Efficiency of Life Cycle Assessment for Industrial Uses', Int. J. LCA, vol 10, pp. 446.

Savage IR 1985, 'Hard-soft Problems', J. American Statistical Association, vol 80, pp 1-7.

Shields, MD & Young, M 1991, 'Managing product life cycle costs: an organizational model', J. Cost Manage., vol Fall, pp. 39–52.

Swarr, TE, Hunkeler, D, Klopffer, W, Pesonen, H-L, Ciroth, A, Brent, AC, Pagan, R 2011, Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice, CRC Press, USA.

# Potenzialità di utilizzo del metodo LCA nella ristorazione collettiva

Matteo, Clementi[1]
Chiara, Ducoli[1]
Gianni, Scudo[1]
[1]Politecnico di Milano, dipartimento DAStU
chiara.ducoli@mail.polimi.it

## Abstract

*Considerando l'ampia domanda di pasti giornalieri, la ristorazione pubblica influenza in modo significativo i flussi di energia e materia all'interno di un territorio. Per delineare scenari ottimali di produzione, trasformazione, consumo e scarto è necessario razionalizzare le filiere alimentari ripercorrendo tutte le fasi del ciclo di vita di ciascun alimento. In questo modo, attraverso l'ausilio di indicatori quantitativi, è possibile ottimizzare a livello energetico i singoli passaggi di filiera. Il testo presenta lo stato di avanzamento di uno studio finalizzato allo sviluppo di una metodologia per elaborare scenari di incontro tra domanda e offerta locale, indagando le potenzialità d'uso di studi sull'analisi del ciclo di vita nell'ambito degli impatti ambientali delle filiere di produzione, consumo e gestione degli scarti della ristorazione collettiva.*

## 1. Introduzione

La Fipe (Federazione Italiana Pubblici Esercizi) ha stimato che, negli ultimi trent'anni, i consumi alimentari fuori casa hanno comportato un aumento della spesa media del 78,7%. Nel 2020, si stima che ogni italiano spenderà almeno il 50% del suo fabbisogno alimentare fuori delle mura domestiche (Bocchi et al, 2012).

Un'analisi delle filiere di approvvigionamento alimentare nell'ambito della ristorazione collettiva, considerando gli impatti ambientali prodotti nel ciclo di vita degli alimenti (dalla fase di produzione a quella del consumo), si colloca in modo pertinente nel contesto attuale e potrebbe influenzare in modo significativo i flussi di energia e materia all'interno di un territorio e portare alla definizione di scenari ottimali di produzione, trasformazione e consumo a scala locale.

All'interno della ristorazione collettiva, l'utenza responsabile di un maggior consumo alimentare è rappresentata dal settore scolastico. Le filiere di approvvigionamento destinate alla ristorazione scolastica sono state analizzate a fondo nell'ambito progetto europeo iPOPY (Nölting et al., 2009 – Nielsen et al., 2009), progetto svolto in collaborazione fra gli istituti di ricerca e le università di cinque Paesi europei, Danimarca, Finlandia, Germania, Italia e Norvegia. Il progetto prevede un'analisi comparata dei modelli gestionali delle catene di rifornimento dei prodotti da agricoltura biologica destinati alla ristorazione scolastica nei cinque Paesi europei con l'obiettivo di identificare buone pratiche di gestione nelle più importanti filiere produttive e catene di rifornimento, inclusi approcci innovativi come lo sviluppo di relazioni sostenibili tra i diversi attori della filiera.

Dal progetto iPOPY emerge l'esigenza delle pubbliche amministrazione che gestiscono il sistema di ristorazione collettiva nelle scuole di avere un maggior controllo sulle filiere alimentari dei prodotti che forniscono (Bocchi, 2009b).

Pertanto, la ricerca presentata ha la finalità di proporre strategie per implementare politiche volte a definire scenari ottimali di produzione, trasformazione e consumo a scala locale mediante l'organizzazione della domanda e dell'offerta. Questo lavoro, denominato "progetto Bioregione", è finanziato dalla fondazione Cariplo e coinvolge differenti ambiti disciplinari e due istituiti universitari, la facoltà di Agraria dell'Università degli Studi di Milano e il Politecnico di Milano.
In particolare i risultati descritti in questo paper sono parte di alcuni approfondimenti condotti dal modulo "Scarti, Energia e Ambiente", un gruppo di lavoro del Politecnico di Milano.

Il conseguimento dell'obiettivo della ricerca è affidato alle seguenti attività:

- individuazione dei flussi e delle relazioni territoriali tra produzione e consumo, valutandone potenzialità e punti di debolezza in quanto elementi di descrizione del territorio e delle dinamiche socioeconomiche (Inventory Analysis);
- stima e valutazione dei principali impatti sociali, economici ed ambientali delle filiere di produzione – distribuzione – consumo[31] (Impact Assessment);
- elaborazione di un set di strumenti disponibili pubblicamente per indirizzare le scelte degli acquisti collettivi e per valutare, in generale, la sostenibilità delle scelte di produzione e consumo alimentare (cruscotto di sostenibilità alimentare).

L'analisi del ciclo di vita offre una metodologia di analisi pienamente coerente con gli obiettivi dello studio. Nel panorama internazionale vi sono numerose ricerche riguardo l'utilizzo della metodologia Life Cycle per l'analisi di filiere alimentari, sia per confrontare gli impatti delle filiere complessive di diversi alimenti e sia per confrontare singole fasi tra loro (Reckmann et al., 2012 – De Vries et al., 2010 – Blengini et al., 2009).

L'approccio metodologico si articola in una prima fase di inventario dei flussi di energia e materia coinvolti e in una seconda fase di applicazione degli indicatori adottati con la finalità di valutare la situazione attuale e gli scenari di riferimento.

L'elaborazione di uno strumento per la proposta di scenari ottimali impone l'adozione di indicatori di tipo quantitativo, orientati alla valutazione degli input energetici nelle differenti fasi di filiera. Nella presente ricerca, la scelta degli indicatori da adottare ha preso in considerazione gli indicatori agroecologici utilizzati nel progetto INDIA – Indiatori Agroecologici per l'Agricoltura Biologica (Bocchi, 2009a), implementati successivamente in vista dell'obiettivo specifico del lavoro.

L'attuale stato di avanzamento del progetto riguarda due specifici ambiti di approfondimento. Il primo prevede lo sviluppo di una metodologia che miri all'applicazione di dati reperiti da studi LCA al fine di valutare il servizio della ristorazione collettiva e di delineare scenari migliorativi. Questa fase prevede una ricognizione delle attività dei vari passaggi di filiera attingendo a banche dati normalmente in uso nell'analisi del ciclo di vita di prodotti e servizi e a studi LCA pubblicati sui singoli prodotti. I dati raccolti sono finalizzati all'elaborazione di un database (modello filiera) all'interno del quale sarà possibile quantificare i flussi di materia ed energia di ogni singolo nodo di filiera.

Il principale indicatore adottato per la quantificazione degli impatti ambientali fa riferimento alla contabilità di energia primaria rinnovabile e non rinnovabile CED (Cumulative Energy Demand). I flussi di interesse relativi a questa fase di analisi riguardano le principali dinamiche di energia e materia relative ai differenti passaggi di filiera del sistema produzione-consumo-scarti. L'indicatore energetico adottato in questa prima parte del lavoro (CED) è applicato sia ai flussi di energia e sia a quelli di materia.

Il secondo ambito riguarda lo sviluppo e la sperimentazione di una metodologia utile a raccogliere informazioni di supporto alla prima fase di inventario, in particolare riguardo la chiusura del ciclo di vita degli alimenti. La metodologia è finalizzata ad una stima del peso degli scarti alimentari nella ristorazione collettiva e ad uno studio relativo ad una possibile ottimizzazione energetica degli scarti stessi.

## 2. Metodologia

Il lavoro è stato organizzato in diverse fasi operative, di seguito sintetizzate.

[31] In questa prima fase del lavoro gli impatti stimati sono esclusivamente quelli di carattere ambientale. Nelle fasi successive della ricerca, la valutazione riguarderà anche impatti di tipo economico e sociale.

In primo luogo è stato necessario identificare un campione significativo di enti serviti da un sistema di ristorazione pubblica e reperire i relativi menù, ingredienti e grammature di una settimana rappresentativa[32]. Di seguito (Tabella 1) viene riportato il menù di alcune scuole milanesi (scuola dell'infanzia, primaria e secondaria di primo grado) servite da un sistema di ristorazione istituzionale. La settimana rappresentativa è la numero quattro.

| Scuole dell'Infanzia, Primarie e Secondarie di primo grado | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| n° settimana | LUNEDI' | MARTEDI' | MERCOLEDI' | GIOVEDI' | VENERDI' |
| 1 | Risi e bisi alla veneta | Ravioli di magro alla salvia | Minestra d'orzo bio | Malloreddus pomodoro e basilico | Spicchi di finocchi e carote a tronchetto |
| | Stracchino | Merluzzo alla livornese | Arrosto di tacchino agli aromi | Frittata con zuchcine | Pizza margherita |
| | Carote julienne | Purè di patate | Erbette aglio olio | Insalata di stagione | |
| | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca | Budino al cacao equosolidale |
| 2 | Pasta al ragù di verdure | Passato di verdura con crostini bio | Gnocchi al pomodoro bio | Pasta aglio, olio e parmigiano | Risotto alla parmigiana |
| | Latteria | Pollo al forno al rosmarino | Caciotta bio | Cotoletta di lonza alla milanese | Merluzzo con pomodoro e capperi |
| | Fagiolini al pomodoro | Insalata, verza e carote julienne | Piselli brasati | Insalata di stagione | Zucchine brasate |
| | Muffin con mele | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca |
| 3 | Vellutata di zucca | Pasta al pomodoro bio | Minestra di ceci con pasta integrale bio | Pasta alla crema di zucchine | Risotto allo zafferano |
| | Pizza margherita | Arrosto di lonza alle mele | Bastoncini di pesce | Arrosto di tacchino al limone | Frittata al formaggio |
| | Budino al cacao equosolidale | Fagiolini all'olio | Carote julienne | Patate in insalata | Insalata di stagione |
| | | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca |
| 4 | Ravioli di magro olio e parmigiano | Risotto al pomodoro | Pasta al pesto | Polenta bio | Pasta al pomodoro bio |
| | Asiago DOP | Rustichelle di pollo | Merluzzo gratinato | Bocconcini di vitellone alla cacciatora con piselli | Tortino con legumi |
| | Carote julienne | Insalata di stagione | Zucchine trifolate | | Finocchi in insalata |
| | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca | Frutta fresca |

*Tabella 1. Menù invernale 2012, Scuole dell'Infanzia, Scuole Primarie e Secondarie di primo grado*

[32] Nelle fasi successive della ricerca verranno prese in considerazione anche le altre tre settimane. Ad oggi il lavoro si limita a considerare una settimana rappresentativa in quanto la campagna di monitoraggio degli scarti alimentari (descritta in seguito) è stata effettuata per ora solo durante la quarta settimana.

| ALIMENTI | QUANTITA' SETTIMANALE (g/bambino) |
|---|---|
| Pane | 250 |
| Mele | 200 |
| Pasta | 100 |
| Polpa di pomorodo | 100 |
| Zucchine | 80 |
| Petto di pollo | 65 |
| Bovino adulto | 65 |
| Carote | 55 |
| Riso parboiled | 50 |
| Formaggio asiago | 40 |
| Piselli | 40 |
| Finocchi | 40 |
| Farina di mais | 35 |
| Insalata | 25 |

*Tabella 2. Quantità in grammi di alimenti consumati settimanalmente per bambino nel menù delle scuole (quarta settimana)*

Successivamente è stato elaborato un inventario degli alimenti, selezionandone alcuni tra i principali in termini di quantità nell'arco della settimana rappresentativa (Tabella 2).

In seguito, alla luce dell'obiettivo principale della ricerca, è stato implementato un database utile alla contabilizzazione dei flussi di materia e di energia che caratterizzano la ristorazione istituzionale lombarda (modello filiera). In particolare, sono stati individuati gli alimenti dei menù che possono essere prodotti a scala locale, per ciascuno di essi, sono state analizzate le relative fasi di produzione e trasformazione; quindi, viene pesato il relativo impatto ambientale attraverso la consultazione del database.

Il "modello filiera" è basato sulla raccolta dati finalizzata alla quantificazione dei flussi di materia ed energia relativi alle singole lavorazioni nei diversi passaggi di filiera (considerando l'intero ciclo di vita di ciascun alimento), raggiungendo il livello di risoluzione necessario per la formulazione di diversi scenari progettuali[33].

Il coinvolgimento nella ricerca di ambiti disciplinari competenti (produzione vegetale ed economica agraria) ha consentito di avviare un'attività di analisi comparata tra i dati di inventario relativi alle informazioni raccolte nel database (modello filiera) e le informazioni reperite dalla letteratura scientifica, bilanci input/output, risultati di rilievi sul campo. Tale attività, attualmente in atto, consentirà di valutare la sensibilità del dato in relazione alle differente localizzazione delle attività di filiera.

Il database del "modello filiera", compilato con le informazioni caratteristiche delle filiere alimentari analizzate, è di supporto all'analisi dello stato di fatto e allo sviluppo degli scenari migliorativi. Tali informazioni riguardano in particolare:

[33] L'implementazione dei "modelli filiera" è stata supportata dal software per l'analisi del ciclo di vita SimaPro, dalle banche dati ad esso collegate (Ecoinvent, 2007, www.lcafood.dk) e da varie pubblicazioni scientifiche relative all'analisi delle filiere di singoli prodotti e alla raccolta dati di più prodotti (Karlsson-Kanyama et al., 2001 - Williams, 2006 - Gonzales, 2011).

- l'individuazione delle lavorazioni e delle trasformazioni relative alla filiera produzione-consumo-gestione scarti;
- la distanza tra i nodi di filiera e i mezzi di trasporto utilizzati.
- informazioni che collocano nell'intervallo annuale i vari passaggi di filiera in modo da poter individuare la differenza di impatto rispetto alla stagionalità delle colture e il periodo dell'anno in cui i prodotti vengono effettivamente consumati.

La fase di valutazione dell'efficacia di scenari ottimali ha avuto un peso importante nella scelta degli indicatori, necessari a confrontare le diverse filiere elaborate secondo parametri oggettivi. Come già accennato nella parte introduttiva, ad oggi, gli indicatori oggetto di approfondimento nel database relativo al modello filiera sono la quantità di energia primaria non rinnovabile e rinnovabile (CED); gli stessi verranno affiancati, nelle fasi successive della ricerca dalla contabilità dei gas ad effetto serra ($GWP_{100}$).

La compilazione dei modelli filiera a partire dai menù della ristorazione collettiva, porterà alla realizzazione di un primo inventario dei flussi di energia e materia in entrata ed in uscita ed all'espressione degli stessi nei termini degli indicatori adottati.

Per la valutazione e il confronto degli impatti ambientali relativi ai singoli alimenti che costituiscono i menù, oltre all'adozione di indicatori di tipo quantitativo, è stato necessario definire unità funzionali sulle quali basare i raffronti. In primo luogo, per associare ogni indicatore all'alimento corrispondente riportato nei menù, è stato utilizzato come riferimento il kg di prodotto. Nel caso di un confronto tra alimenti per delineare diversi scenari di orientamento domana/offerta locale, la scelta dell'unità funzionale è invece orientata ai valori nutrizionali dell'alimento: ad esempio, in uno dei confronti proposti di seguito (Figura 1), è stato considerato come termine di paragone il contenuto proteico espesso in grammi (Gonzales, 2011). La metodologia descritta è riassumibile nello schema seguente.

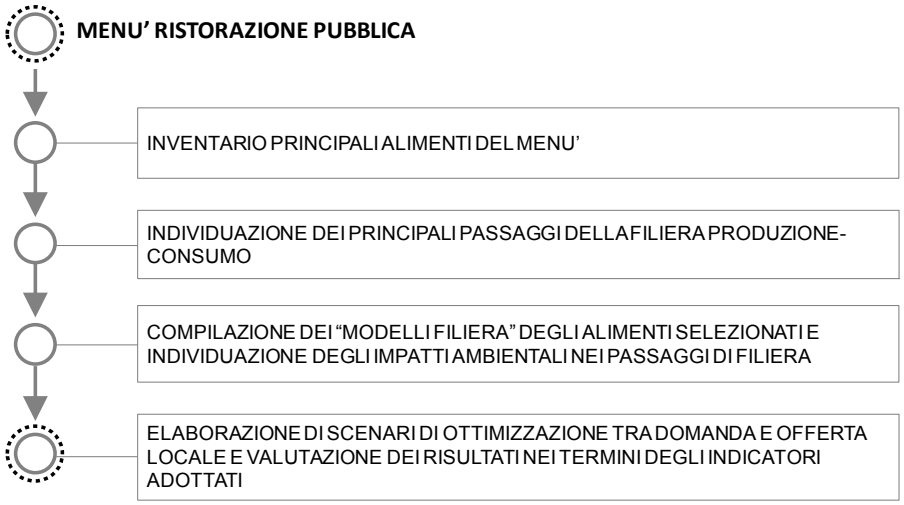

MENU' RISTORAZIONE PUBBLICA
INVENTARIO PRINCIPALI ALIMENTI DEL MENU'
INDIVIDUAZIONE DEI PRINCIPALI PASSAGGI DELLA FILIERA PRODUZIONE-CONSUMO
COMPILAZIONE DEI "MODELLI FILIERA" DEGLI ALIMENTI SELEZIONATI E INDIVIDUAZIONE DEGLI IMPATTI AMBIENTALI NEI PASSAGGI DI FILIERA
ELABORAZIONE DI SCENARI DI OTTIMIZZAZIONE TRA DOMANDA E OFFERTA LOCALE E VALUTAZIONE DEI RISULTATI NEI TERMINI DEGLI INDICATORI ADOTTATI

*Figura 1. Schema della metodologia adottata*

Successivamente, come già anticipato, è stato proposto un approfondimento riguardo la fase di gestione degli scarti. Questa parte applicativa della ricerca si è tradotta operativamente in una serie di attività descritte in seguito.

In primo luogo è stato necessario stimare la proporzione tra il cibo fornito e il cibo scartato nel campione di enti servito dal sistema di ristorazione pubblica precedentemente identificato durante la settimana rappresentativa. La metodologia adottata per il rilievo degli scarti alimentari consiste in un rilievo visivo degli scarti che si traduce in una quantificazione in terzi del cibo lasciato nel piatto per ogni porzione (primo, secondo, contorno, frutta) da ciascuna persona.

| | GIORNO DELLA SETTIMANA 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | PRIMO PIATTO | | | | SECONDO PIATTO | | | | CONTORNO | | | | FRUTTA FRESCA DI STAGIONE | | | |
| | 0 | 1/3 | 2/3 | 1 | 0 | 1/3 | 2/3 | 1 | 0 | 1/3 | 2/3 | 1 | 0 | 1/3 | 2/3 | 1 |
| 1 | | | X | | | | | X | | | | X | | | | X |
| 2 | X | | | | | | | X | | X | | | | | X | |
| 3 | X | | | | | X | | | X | | | | | | | X |
| 4 | | | | X | | | X | | | | X | | | | X | |
| 5 | X | | | | X | | | | | | | X | | | | X |
| 6 | | | X | | X | | | | | X | | | | | | X |

*Tabella 3. Tabella elaborata per la rilevazione visiva degli scarti alimentari*

In Tabella 3 viene mostrato uno stralcio della Tabella elaborata per il rilievo.In seguito alla pesatura di ciascuna porzione intera di cibo cotto (effettuata durante il rilievo), gli scarti rilevati sono stati quantificati in grammi.

Riassumendo, la stima finale degli scarti segue il seguente iter:

- valutazione visiva degli scarti e relativa quantificazione in terzi per pietanza;
- stima del peso degli scarti per pietanza in grammi.

A seguito di questa fase, sono stati pubblicati alcuni approfondimenti riguardo la gestione e l'ottimizzazione dei residui organici a scopo energetico e sono in corso altre pubblicazioni riguardo la produzione di biogas da scarti alimentari e la successiva raffinazione a biometano.

## 3. Applicazioni e Risultati ottenuti

Di seguito vengono mostrate alcune applicazioni riguardanti i due ambiti di approfondimento, quello relativo ai modelli filiera e quello relativo alla chiusura del ciclo di vita degli scarti alimentari.

### 3.1. Applicazione e risultati sezione filiere

La compilazione dei modelli di filiera consente la descrizione dei flussi di inventario (sulla base dei dati raccolti da letteratura scientifica) e la traduzione degli stessi nei termini degli indicatori energetici adottati.

Di seguito vengono mostrati, a titolo esemplificativo, alcuni risultati e alcune considerazioni che possono essere dedotte dai modelli filiera elaborati.

La Figura 2 mostra alcuni dei risultati relativi all'utilizzo dei modelli filiera per lo sviluppo di scenari progettuali. Nel grafico viene riportata la quantità di energia primaria non rinnovabile utilizzata nella filiera della carne bovina messa a confronto con il contributo energetico relativo alla carne avicola. A parità di contenuto proteico e a parità di distanza tra i nodi di filiera, il raffronto con altre carni dimostra che ad un maggior contributo relativo alla fase di trasporto e di cottura dovuti alla maggior quantità di massa per contenuto proteico, si contrappone una notevole riduzione dei consumi energetici della fase di produzione, intorno al 70%.

L'adozione del quantitativo proteico come unità funzionale di riferimento rappresenta una scelta finalizzata a rendere più efficace e semplice la scelta dei menù sulla base del fabbisogno calorico e proteico. Oltre ai tipi di trasformazione, alla distanza tra i nodi di filiera e ai mezzi di trasporto utilizzati per la mobilitazione della merce, il periodo dell'anno in cui viene consumato il prodotto viene messo in relazione con il periodo caratteristico di produzione della prodotto alimentare.

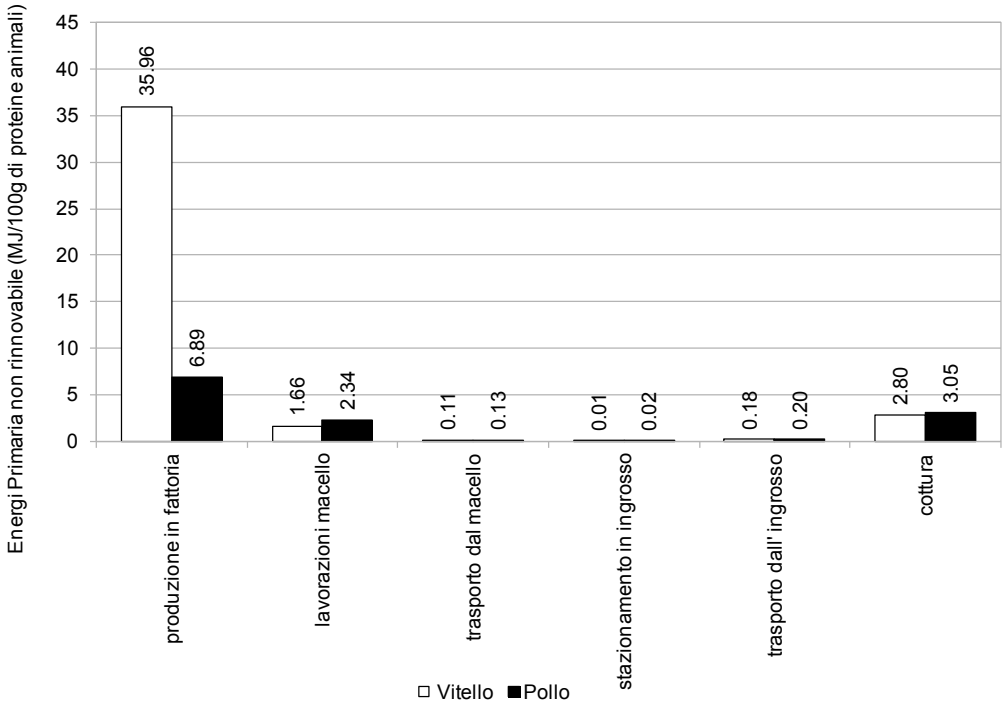



*Figura 2. Quantità di energia primaria non rinnovabile a parità di apporto proteico nella filiera della carne bovina e nella filiera della carne avicola*

Tale intervallo di tempo può incidere differentemente a seconda dell'alimento sui consumi energetici di filiera. Gli alimenti del menù caso studio maggiormente sensibili alla stagionalità sono la frutta, in particolare le mele e gli ortaggi. Nel caso degli ortaggi, come ad esempio i pomodori freschi, le coltivazioni in serra possono portare ad un aumento del consumo energetico, a parità di massa, quasi del 900% (Figura 3).

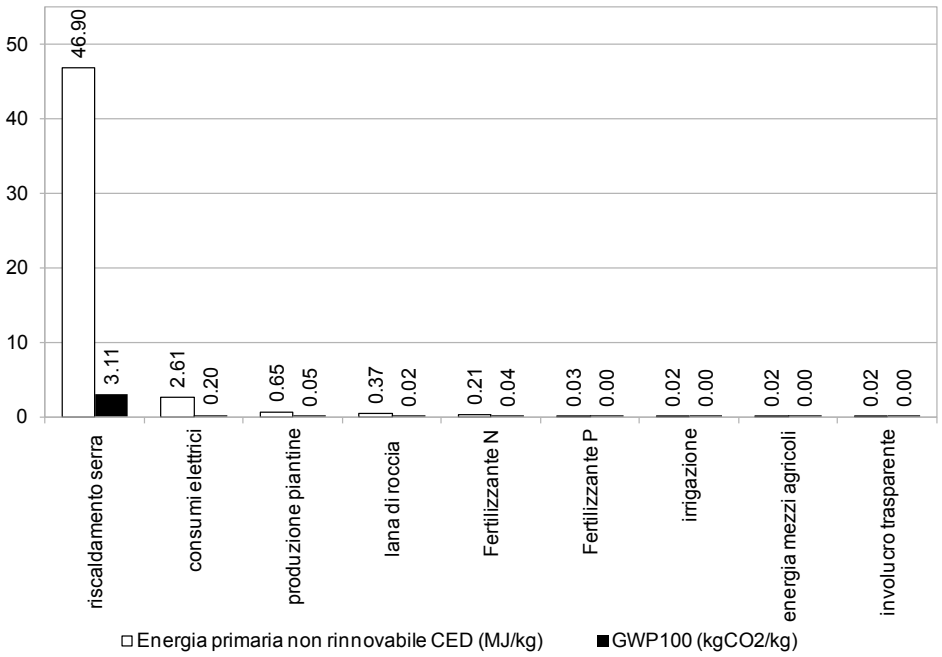



*Figura 3 4. Energia primaria non rinnovabile utilizzata per produrre 1 kg di pomodori in serra in Olanda e $GWP_{100}$ (40.000 tonnellate di pomodori vengono importati annualmente fuori stagione dall'Olanda in Italia, dato del 2009)*

### 3.2. Applicazione e risultati sezione scarti

Di seguito vengono mostrati alcuni risultati relativi alla campagna di monitoraggio in tre casi studio:

- Scuola dell'Infanzia, due sezioni miste;
- Scuola Primaria, classe seconda e quarta;
- Scuola Secondaria di primo grado, classe prima e terza.

I casi studio sono stati monitorati durante un'intera settimana, per un totale di cinque pranzi nel caso della Scuola dell'Infanzia e Primaria e due pranzi nel caso della Scuola Secondaria di primo grado (nella Scuola Secondaria durante una settimana vi sono due rientri pomeridiani e di conseguenza due pranzi).

Il dato di partenza reperito dall'azienda che fornisce il servizio di ristorazione è il peso al netto e al crudo delle pietanze del menù della settimana "campione" per tutti e tre gli istituti scolastici.

Il menù è il medesimo in tutti e tre i casi, l'unica variante è il peso, che cambia in base alla fascia d'età.

Come anticipato, durante il rilievo è stato possibile pesare ciascuna porzione intera di cibo cotto e quantificare successivamente (in grammi) gli scarti rilevati visivamente in terzi.

Il grafico di Figura 4 mostra il risultato del rilievo nei tre casi studio monitorati.

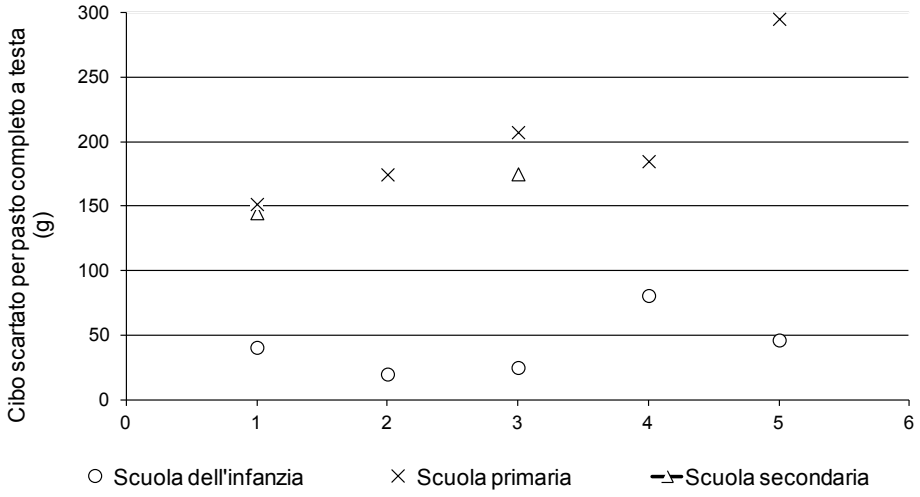



*Figura 4. Risultati della campagna di rilievo degli scarti di cibo nella Scuola dell'infanzia, Scuola Primaria e Secondaria di primo grado*

Nel grafico sono rappresentati puntualmente gli scarti alimentari in grammi procapite per ciascun giorno della settimana monitorata (viene riportato il valore medio tra le due classi monitorate per ciascuna scuola).

Percentualmente, è quindi possibile affermare che dal rilievo è emerso che:

- nella Scuola dell'Infanzia viene scartato circa il 13% del pasto completo;
- nella Scuola Primaria viene scartato circa il 47% del pasto completo;
- nella Scuola Secondaria di primo grado viene scartato circa il 41% del pasto completo.

Questi dati quantitativi saranno la base per uno studio successivo riguardo la possibile ottimizzazione energetica degli scarti alimentari.

## 4. Conclusioni

La ristorazione istituzionale, in particolare nei contesti urbani, produce un elevato numero di pasti giornalieri e, per questo motivo, necessita di un'offerta sufficientemente ampia per far fronte al tale domanda (Bocchi et al, 2012).

I sistemi di approvvigionamento alimentare pubblico influenzano in modo significativo i flussi di materia ed energia di un territorio, anche se l'esigenza di un'offerta ampia e organizzata molto spesso spinge necessariamente nella direzione opposta rispetto ad una fornitura locale.

L'ambizione di questo lavoro non è quella di dare un contributo nell'ambito dell'analisi del ciclo di vita del prodotto, bensì nell'ambito delle potenzialità d'uso delle analisi del ciclo di vita dei prodotti al fine di poter effettuare scenari di riduzione degli impatti ambientali dei servizi.

L'adozione di indicatori di carattere quantitativo in relazione alla stima dei flussi di materia e di energia nei diversi passaggi di filiera potrebbe permettere la creazione di nuovi strumenti da utilizzare per valutare la sostenibilità di scelte di produzione e di consumo. L'importanza di analizzare la filiera completa degli alimenti, ossia l'intero ciclo di vita, rende possibile un confronto per fasi di lavorazione, e di conseguenza una possibile ottimizzazione delle fasi più impattanti a livello energetico.

Questo potrebbe portare ad un riorientamento sia dei sistemi produttivi e sia dei sistemi di approvvigionamento e di consumo, in particolare di un consumo certo e programmabile come quello della ristorazione istituzionale (FIPER, 2012).

Come emerge dalla parte applicativa della ricerca, nella ristorazione pubblica ad un'ampia domanda di pasti corrisponde un'immensa quantità di scarti alimentari.

Uno dei fini dell'ottimizzazione della ristorazione collettiva, derivante da una razionalizzazione della domanda e dell'offerta e dalla proposta di prodotti quantitativamente e qualitativamente bilanciati, dovrebbe essere proprio quello di ridurre la quantità di scarti finali. Gli scarti rimanenti potrebbero essere sottoposti ad un processo di valorizzazione energetica (FIPER, 2012).

Il decreto 6 luglio 2012 "Incentivi per energia da fonti rinnovabili elettriche non fotovoltaiche" riconosce infatti un ruolo di primo piano ai sottoprodotti di origine agricola o forestale. Gli scarti alimentari, che molto spesso vengono gettati come rifiuti, rappresenterebbero infatti una potenziale fonte energetica per la produzione di biogas e biometano.

## 5. Sviluppi futuri

La metodologia proposta in questo lavoro di ricerca è finalizzata ad ottimizzare l'efficienza energetica del servizio di ristorazione collettiva a partire da uno degli ambiti nei quali è possibile intervenire, ossia la filiera alimentare.

Un possibile sviluppo della ricerca mira ad allargare lo sguardo anche alle strutture che ospitano le attività relative ai diversi passaggi di filiera e alla loro influenza in termini di impatto ambientale sul servizio di ristorazione stesso. Questo significa poter operare dei confronti tra i consumi energetici relativi alla filiera alimentare e i consumi energetici dei luoghi di somministrazione dei alimenti, dovuti ad esempio al riscaldamento di un edificio, ai consumi elettrici ecc.

All’interno di questo scenario più ampio, l'obiettivo principale mira a ridefinire, su basi quantitative, le priorità verso le quali sarebbe più urgente intervenire nell'elaborazione di scenari migliorativi.

## 6. Ringraziamenti

Si ringrazia Paola Caputo (Politecnico di Milano) per il prezioso contributo alla ricerca.

## 7. Bibliografia

Blengini, G. A, Busto, M, 2009, ‘The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy)’, Journal of Environmental Management, n. 90, pp.1512–1522

Bocchi, S, Corsi, S, Ferrazzi, G, Spigarolo, R 2012, ‘Verso lo sviluppo di sistemi agroalimentari locali sostenibili’, Ecoideare, n. 17, pp. 18-20.

Bocchi, S, Bechini, L, ,Spigarolo, R – a cura di – 2009a, ‘Indicatori agroecologici per l’agricoltura biologica (INDIA)’, Food policy – Quaderni della ricerca della Regione Lombardia n. 97

Bocchi, S, Spigarolo, R, Sarti, M.V. and Franceschi, A, 2009b, ‘Survey about the opinions of organic producers and caterers on the main constraints in public organic food procurement for school catreing in Italy’. In: Strassner, C., Løes A.-K., Kristensen N.H., Spigarolo R. (eds.): Proceedings of the Workshop on Organic Public Catering at the 16th IFOAM Organic World Congress, 19th June 2008 in Modena, Italy. Core Organic Project Report Series, ICROFS (International Centre for Research in Organic Food Systems), Tjele, Denmark p 67-75.

Carlsson-Kanyama, A, Faist, M, 2001, ‘Energy Use in the Food Sector: A data survey', Swedish Evironmental Protection Aency, AFR Report 291, Stockholm.

Decreto 6 luglio 2012 'Incentivi per energia da fonti rinnovabili elettriche non fotovoltaiche'.

De Vries, M, De Boer, I.G.M, 2010, ‘Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments, Livestock Science, n.128, pp. 1-11.

Ecoinvent, 2007 ‘Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems’, Ecoinvent report n.15.

FIPER (Federazione Italiana Produttori di Energia da Fonti Rinnovabili) 2012, ‘Avanzi di ristorazione, prodotti prelibati per gli impianti a biogas!’, Intervista all’ing. Paola Caputo, Ricercatore del Dipartimento Best del Politecnico di Milano, Newsletter n. 38 (http://www.fiper.it/it/cosa-facciamo/articoli/avanzi-di-ristorazione-prodotti-prelibati-per-gli-impianti-a-biogas.html).

Gonzales, A.D, Frostell, B, Carlsson-Kanyama, A., 2011. ‘Protein efficiency per unit energy and per unit greenhouse gas emissions: Potential contribution of diet choices to climate change mitigation', in Food Policy 36, pg 563-570, Elsevier.

Nielsen, T, Nölting, B,Kristensen, N. H. &Løes, A-K, 2009, ‘A comparative study of the implementation of organic food in school meal systems in four European countries’. Bioforsk Report Vol. 4 No. 145; iPOPY discussion paper 3/2009, Bioforsk Organic Food and Farming, Tingvoll, Norway.

Nölting, B,Løes, A-K. & Strassner, C, 2009,. ‘Constellations of public organic food procurement for youth. An interdisciplinary analytical tool’. Bioforsk Report Vol. 4 No. 7; iPOPY discussion paper 1/2009, Bioforsk Organic Food and Farming, Tingvoll, Norway.

Reckmann, K, Traulsen, I, Krieter, J, 2012, ‘Environmental Impact Assessment e methodology with special emphasis on European pork production’, Journal of Environmental Management, n. 107 pp. 102-109

Williams, AG., Audsley, E, Sandars, D.L., 2006. ‘Determining the Environmental Burdens and Resource Use in the Production of Agricultural and Horticultural Commodities’. Main Report, Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra (www.silsoe.cranfield.ac.uk, and www.defra.gov.uk).ù

# Water Footprint Assessment - L'impatto dell'imballaggio in cartone ondulato per l'ortofrutta in Italia

Francesca Ostuzzi[1], Marinella Levi[1], Claudio Dall'Agata[2]
[1]Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Ingegneria Chimica e dei Materiali
[3]Consorzio Bestack
f.ostuzzi@gmail.com

## Abstract

*Le valutazioni LCA si stanno confrontando con un nuovo indicatore ambientale: l'Impronta d'Acqua (Water Footprint - WF). In passato le analisi legate a filiere specifiche complesse, come la commercializzazione di prodotti ortofrutticoli, hanno concentrato l'attenzione di ricerca e comunicazione su indicatori "tradizionali" (Riscaldamento Globale, kg $CO_2$ eq; Uso di Risorse Non Rinnovabili, MJ eq). Obiettivo di questa ricerca è di muovere un primo passo nella quantificazione della WF di questa filiera. Il metodo adottato è lo stesso proposto dal WF Network: dalla definizione di scopi e obiettivi fino alla quantificazione della WF. In questo lavoro presenteremo un caso studio specifico sviluppato risalendo nella filiera produttiva del Consorzio Bestack (Consorzio Italiano dei produttori di imballaggi in cartone ondulato per ortofrutta). In conclusione identificheremo le variabili rilevanti, proponendo alcune soluzioni migliorative.*

## 1. Introduzione

Le attività svolte dall'uomo generano vari impatti sull'ambiente, uno tra questi è il consumo e l'inquinamento dell'acqua. Mentre altre categorie d'impatto ambientale sono consolidate, sia come metodologia di quantificazione sia come consapevolezza a livello sociale, l'*Impronta d'Acqua* non è ancora univocamente riconosciuto a livello internazionale. Ciononostante il tema della gestione aziendale dell'acqua e la quantificazione del suo consumo stanno assumendo, da più di dieci anni, un'importanza crescente [FAO, 2011; Ercin, 2011]. Questo tema ricopre un ruolo importante all'interno delle singole nazioni e diviene questione mondiale quando ci si riferisce a prodotti che necessitano, per essere generati, di una grande quantità di acqua (definiti *water-intensive products*). Alcuni esempi di questi prodotti sono: prodotti alimentari agricoli, fibre tessili, bio-energie, etc. A livello globale tali beni sono frequentemente prodotti in un paese ed esportati in un altro, che ne diviene il diretto consumatore, creando quindi un vero e proprio commercio di *Virtual Water* [Merrett, 2003]. Recentemente inoltre, varie aziende hanno sviluppato report aziendali focalizzati proprio sulla quantificazione dell'*Impronta Idrica* (es. Coca-Cola Europe, 2011; UPM, 2011).

### 1.1. Stato dell'arte

Con *Virtual Water*, definizione nata negli anni '90, ci si riferiva all'acqua necessaria per ottenere un prodotto agricolo, considerando tutta la catena produttiva [Merrett, 2003]. Questo concetto è nato dall'esigenza, sentita da e per alcune nazioni, di garantire una sufficiente quantità di acqua per svolgere tutte le varie attività personali e industriali. Ad esempio la quantità minima di acqua potabile e di alta qualità, ammonta all'anno a un metro cubo pro capite e le diseguaglianze, in questo senso, sono molto evidenti [Allan, 1998]. La paternità del concetto di *Virtual Water* è riconosciuta a J.A. Allan e lo sviluppo del successivo metodo di quantificazione del consumo d'acqua viene attribuito ad A.Y. Hoekstra [Velázquez, 2010]. L'indicatore risultante è definito **Water Footprint** (WF); fin dalla prima comparsa del termine, la similitudine con l'Ecological Footprint è apparsa evidente [Hoekstra, 2002]. Altri metodi si stati sviluppati negli anni, ma non saranno affrontati in questa sede [UNEP, 2011; Ridoutt, 2012]. A oggi infatti, si è arrivati all'esigenza di generare uno Standard Internazionale in grado di armonizzare le varie metodologie, al fine di uscire dall'attuale fase di estrema variabilità tra i metodi applicati. Obiettivo dello Standard è di inserire la WF tra gli indicatori ambientali correlati alle analisi LCA. Per questo motivo lo Standard figura nella famiglia 14000. Nello specifico si

chiamerà **ISO 14046, Environmental management, Water footprint**. In questo lavoro abbiamo deciso, vista l'assenza dello Standard, di adoperare il metodo di A.Y. Hoekstra, poiché largamente diffuso e riconosciuto a livello internazionale, nonché metodo tra i comprensibili anche per audience non tecniche [UNEP, 2011].

### 1.2. Definizioni

La Water Footprint è il volume di acqua usata per produrre un prodotto o servizio; la metodologia è basata su un approccio Life Cycle. In generale il termine "consumo" si riferisce a un calo di acqua rispetto alla disponibilità di acqua superficiale e del terreno in un'area di raccolta (*catchment area*). Ciò accade quando l'acqua evapora, ritorna a un'altra area di raccolta o al mare o è incorporata all'interno di un prodotto. Questo indicatore è dunque localizzato geograficamente e temporalmente. La WF, che può essere *diretta* e *indiretta*, si suddivide in tre tipologie d'impatto: la WF Blu, Verde e Grigia [Gerbens-Leenes, 2008]. WF Blu fa riferimento al consumo dell'acqua di superficie e del terreno (*surface and ground water*). WF Verde si riferisce al consumo dell'acqua immagazzinata nel terreno, sottoforma di umidità. WF Grigia fa riferimento all'inquinamento dell'acqua ed è definita come il volume di *freshwater* richiesta per assimilare il carico degli inquinanti, basato su standard di qualità esistenti. Le prime due componenti, sommate, rappresentano il *consumo d'acqua*, mentre la terza si riferisce all'inquinamento della risorsa. In seguito sarà descritto il metodo di calcolato utilizzato per questa ricerca.

## 2. LCA e Water Foorprint: packaging in cartone nell'ortofrutta

### 2.1. Analisi LCA

Ogni anno in Italia vengono commercializzate circa 16,5 milioni di tonnellate di frutta e verdura. Il packaging, pur rappresentando meno del 15% dell'impatto totale dell'intero sistema (packaging e contenuto sommati), è un elemento essenziale e risulta perciò interessante la valutazione degli impatti ad esso correlati. In passato numerosi studi sono stati condotti al fine di valutare gli impatti ambientali correlati al packaging utilizzato nel mercato dell'ortofrutta, sia in Italia sia all'estero [Castellini, 2006; Ecobilan, 2000; University of Stuttgart, 2007; Levi, 2011]. Per quanto riguarda l'Italia, con particolare riferimento al Consorzio Bestack, cui sono associate le aziende che rappresentano oltre il 97% della produzione di imballaggi in cartone ondulato per ortofrutta in Italia, i risultati emersi sono di primaria importanza al fine di collocare la successiva quantificazione WF [Jefferies, 2012; Galli, 2011]. Tale ricerca [Levi, 2011], che adotta una metodologia LCA, pone in comparazione due diversi sistemi di distribuzione, cassette in cartone e di plastica (queste ultime riutilizzabili, chiamate RPC, previo lavaggio). Lo studio considera: cinquanta usi delle cassette in plastica e solo un uso di quella in cartone, le dimensioni di cassetta maggiormente utilizzate, gli scenari d'uso (luogo di partenza e arrivo, contenuto della cassetta) più rilevanti in Italia. Di seguito alcuni risultati, ottenuti considerando una distanza tra partenza e arrivo di 2000 km. L'imballaggio in cartone è significativamente conveniente relativamente agli indicatori:

- Global Warming, 3.82 kg $CO_2$ eq. (RPC, 4.99 kg $CO_2$ eq.);
- Ozone Layer Depletion potential, 4.43E-07 kg CFC11 eq. (RPC, 0.01E-07 kg CFC11 eq.)
- Photochemical Oxidation, 0.0041 kg $C_2H_4$ eq. (RPC, 0.0047 kg $C_2H_4$ eq.)

Quello che emerge con maggiore importanza da questo studio è come sia il trasporto, e nello specifico la distanza, a rendere più o meno sostenibile una delle due scelte. In particolare al crescere della distanza di commercializzazione dei prodotti ortofrutticoli risulta essere più conveniente la soluzione delle cassette in cartone. In conclusione i maggiori risultati, specificatamente correlati ai confini di sistema selezionati [Levi, 2011] per il caso studio sono:

- La fase di produzione, rispetto all'intero ciclo di vita, è più rilevante per il cartone rispetto alla plastica.
- Il rapporto tara/netto è di estrema importanza in termini ambientali.
- Il numero di riutilizzi possibili per le cassette di plastica permette di ottenere una fortissima riduzione dell'impatto legato alla fase produttiva della cassetta, quando supera le cinquanta volte.
- La fase di trasporto è cruciale in entrambi i sistemi, ma aggrava più pesantemente il sistema di cassette di plastica.

# 3. Metodo

Da questo contesto nasce il desiderio di muovere un primo passo nell'analisi, ritenuta complementare a quella prima riportata, della WF. Tale analisi si sviluppa in quattro fasi principali [Hoekstra, 2011] molto simili alle fasi operative caratteristiche di LCA: (1) Definizione degli **scopi** e degli **obiettivi** (*goals and scope definition),* (2) **Conteggio quantitativo** (*Water Footprint Accounting*) delle componenti di WF, (3) **Valutazione ambientale** (*Water Footprint Sustainability Assessment*), (4) **Formulazione di soluzioni migliorative** (*Water Footprint Response Formulation*).

## 3.1. Definizione degli scopi e degli obiettivi

Obiettivo della nostra ricerca è di accrescere la consapevolezza del comparto, rispetto all'indicatore specifico Water Footprint, nonché quello di muovere un primo passo nell'identificazione dei maggiori punti e zone critiche (definiti *hotspots*) legati al consumo d'acqua nella produzione di cassette in cartone per l'ortofrutta. In questo senso la presente analisi è di **Livello A**: un'analisi cioè basata su dati di letteratura, temporalmente sabata su medie annuali e geograficamente sviluppata a livello globale [Hoekstra, 2011]. Il prodotto centro dell'analisi è il packaging in cartone ondulato utilizzato per l'ortofrutta in Italia. Intenzione dell'analisi è di identificare la WF per il maggiore prodotto in *input* (ovvero la polpa) e la WF per il prodotto *output* (la cassetta), in questo senso sarà quantificata sia la WF *diretta* sia *indiretta*, oltre al contenuto della cassetta. Le **componenti di WF Verde e Blu** andranno analizzate, mentre la **Grigia** non può essere qui affrontata per mancanza di dati. La bontà di questa fase dipende strettamente dai dati specifici ottenibili da parte del comparto industriale, in alcuni casi l'analisi si baserà su medie annue e su dati provenienti da letteratura, come già fatto nel caso generico presentato da Hoekstra [Van Oel, 2012; Van Oel, 2010], inoltre viste le precedenti assunzioni l'analisi si fermerà alla fase di quantificazione, tralasciando in questa sede la Valutazione Ambientale. Tra le componenti di WF **le risorse più critiche sono la Verde e la Blu WF** [Van Oel, 2012], per questo maggiore importanza sarà data alla loro definizione, espressa sotto forma di unica componente; la WF **Grigia**, normalmente da affiancare alle precedenti, **è** invece **più legata al mondo industriale** [Gerbens-Leenes, 2008; Ercin, 2011].

### *3.1.1. Confini d'inventario*

I processi che sono legati al mondo agricolo vanno sicuramente considerati poiché sono i più impattanti in termini di WF, l'86% della WF mondiale deriva dal settore agricolo [Hoekstra, 2007]. L'acqua si divide in quella *indiretta*, della supply-chain, e quella *diretta*, operational [Jefferies, 2012; Ercin, 2011].

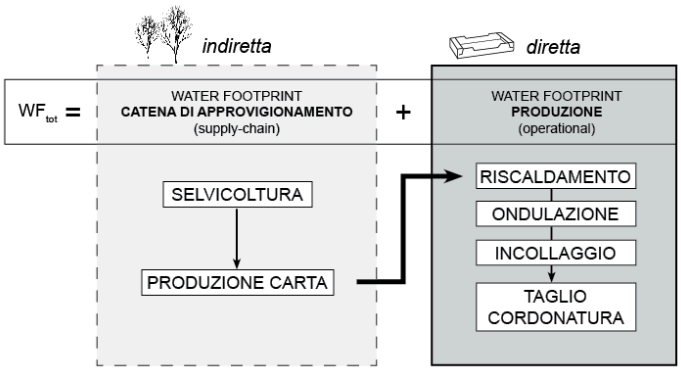



*Figura 1. Ciclo di vita del prodotto e WF diretta e indiretta*

Nel WF Assessment **non saranno conteggiate**: la **presenza dei lavoratori, il trasporto e l'energia di processo**. Questa fasi spesso non consumano una quantità significativa di acqua, quando posti in comparazione con l'intero ciclo di vita di un prodotto [Gerbens-Leenes, 2012].
Saranno **conteggiati**: (1) processo di ottenimento del **legno**, ovvero la **selvicoltura** *(WF indiretta),* (2) processo produttivo per ottenere la **carta** 3) i processi di trasformazione per ottenere la **scatola in cartone**.

### 3.2. Quantificazione della Water Footprint

La **composizione della carta** adottata dai consorziati Bestack è: **60% carta Kraft** e **40% Semichimica** (proveniente da Scandinavia, Paesi dell'est e Turchia); la carta Kraft è a sua volta di **Kraft Avana 45%** (proveniente da Austria, Polonia e Canada/USA) e **Kraft Bianco 15%** (proveniente da Scandinavia -Svezia, Norvegia e Finladia-, Canada/USA e Sud Africa).
Complessivamente si ottiene il seguente peso specifico dei singoli paesi fornitori: **Austria**: **11%; Polonia** (e Paesi dell'est): **12.2%; Canada/USA**: **33.2%; Scandinavia**: **39.4%; Sud Africa: 4.2%.** Le tipologie d'albero da cui derivano tali carte sono tre: **Pini dal bioma boreale, Pini dal bioma temperato, Latifoglie da bioma temperato;** la presenza di una o più tipologie d'albero dipende dal paese di riferimento. Vista la mancanza di dati riguardo al Sud Africa e ai Paesi dell'Est si è deciso di omologare alla Polonia i paesi dell'Est e distribuire equamente la percentuale del Sud Africa tra gli altri paesi fornitori.
Si è preliminarmente attuata una valutazione sulla WF specifica di ogni paese, attuando una media pesata sulle tipologie d'albero presenti nel paese.

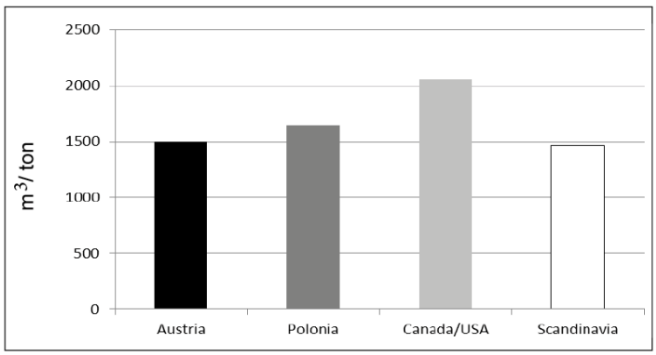



*Figura 2. WF assoluta del legno dei singoli Paesi fornitori Bestack, $m^3/t$*

### *3.2.1. Acqua indiretta: produzione della materia prima*

La WF di prodotti cartacei si presenta come la somma delle due componenti: $WF_{forestry}$ + $WF_{industry}$ [Van Oel, 2012], ovvero dell'acqua usata per la crescita degli alberi (*selvicoltura*) e quella per l'ottenimento della polpa. Per quanto riguarda la fase di crescita dell'albero si utilizza:

$$WF_{forestry}[p] = \left( \frac{ET_a + (Y_{wood} \times f_{water})}{Y_{wood}} \right) \cdot f_{paper} \times f_{value} \times (1 - f_{recycling})$$

Di seguito una sintesi della quantificazione dei termini relativi alla $WF_{forestry}$:

- **$ET_a$** (evapotraspirazione della foresta) **= 353** mm/anno [Van Oel, 2012]
- **$Y_{wood}$** (rendimento annuo di legno) **= 7** $m^3$/ettaro/anno [Van Oel, 2012]
- **$f_{water}$** (frazione d'acqua nel legno raccolto) **= 0.4** $m^3/m^3$ [dato aziendale]
- **$f_{paper}$** (frazione di conversione dal legno alla carta) **= 3.29** $m^3$/t
- **$f_{value}$** (frazione della foresta associata alla produzione di carta) **= 1**
- **$f_{recycling}$** (frazione di carta derivante da riciclo) **= 0.** Tale frazione è trascurabile, il cartone per ortofrutta è composto prevalentemente da fibre vergini.

Alcune assunzioni: i valori sopra riportati sono stati ottenuti tramite una media pesata, attuata sui paesi fornitori specifici delle aziende consorziate Bestack. In questo senso il dato si riferisce alla specifica "composizione Bestack" intesa in termini di tipologia d'albero e paese di provenienza. Il fattore **$ET_a$** è influenzato dalle condizioni metereologiche, dalla tipologia d'albero e dal sistema stesso di gestione della foresta [FAO, 2011]. **$f_{paper}$ :** è un fattore di conversione e viene tratto dal rapporto UNECE/FAO del 2010; nel nostro caso consideriamo la voce "other paper and paperboard" **= 3.29 $m^3$/t**. Consideriamo infine che la foresta da cui deriva il legno utilizzato venga unicamente associata alla funzione di produzione di carte e derivati, e che il legno raccolto viene adoperato interamente per questa funzione. Quindi la $WF_{forestry}$ è pari a **1676 $m^3$/t**. Di seguito i pesi specifici di ogni singolo paese fornitore.

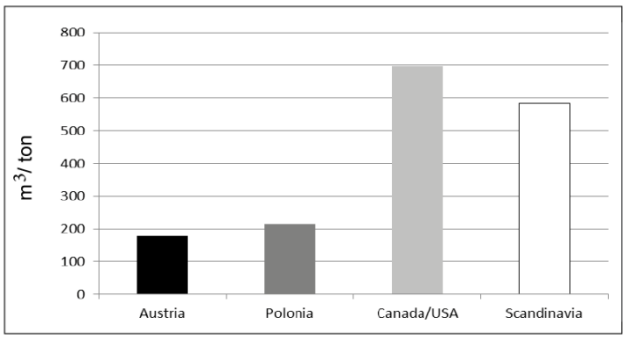



*Figura 3. WF relativa ai singoli Paesi fornitori nella composizione del legno Bestack, $m^3$/t*

A questa WF derivante dalla selvicoltura andrà aggiunta la WF del processo di produzione della carta [Van Oel, 2012]. Il metodo di calcolo prevede, in sintesi, una sottrazione tra l'acqua *input* e l'acqua *output* relativa alla produzione d'interesse; l'ammontare va poi ripartito sul volume produttivo. Uno dei maggiori fornitori dei consorziati Bestack produce circa $2{,}86*10^6$ di ton l'anno [Billerud, 2011]. Il loro uso d'acqua è all'incirca: **$116*10^6$ $m^3$** di acqua *input*, mentre l'acqua restituita è pari a **$91*10^6$ $m^3$** (acqua *output*), a quest'ultima va aggiunta la quantità d'acqua in uscita, che non subisce trattamenti di nessun tipo (ovvero l'acqua usata nello stabilimento, per uso interno). La differenza tra *input* e output *genera* una **$WF_{industry}$** di circa **5 $m^3$/t**. Perciò la $WF_{indiretta}$ diverrà **1681 $m^3$/t** (ovvero l'acqua da selvicoltura rappresenta il 99.7% della WF totale indiretta). In questo senso un primo **punto di criticità evidente risulta essere la scelta dei paesi fornitori**, più che l'ottimizzazione del processo produttivo.

### *3.2.2. Acqua diretta: gli impatti derivanti dalla produzione*

Ai precedenti impatti legati alla supply chain sono sommati gli impatti direttamente collegati alla produzione degli imballaggi in cartone ondulato, ovvero la *WF diretta*. Il metodo di calcolo è affine a quello precedentemente descritto: in una prima approssimazione si sottrae l'acqua prelevata in un dato periodo di tempo con l'acqua restituita, la risultante coincide con l'acqua usata per produrre il prodotto (nello specifico quest'acqua può essere *evaporata*, *acqua nei rifiuti solidi* o *acqua contenuta nel prodotto* in uscita). Non si tratterà qui, come in precedenza, il tema della qualità dell'acqua restituita, prefissando tale quantificazione per la continuazione della presente ricerca.
Da un'analisi condotta dal Consorzio Bestack sull'acqua utilizzata dalle aziende consociate, emerge che tale quantità corrisponde a circa **0,1 $m^3$/t**; in questo senso **la componente $WF_{diretta}$ risulta essere trascurabile** (rappresenta infatti circa lo 0.005% dell'impatto totale).

## 4. Risultati

Per produrre una tonnellata di cartone (con le specifiche Bestack) sono quindi necessari, in media, **1681 $m^3$** d'acqua. Questo dato è paragonabile ai risultati ottenuti da Van Oel e Hoekstra, per cui per produrre una tonnellata di carta sono necessari dai **300** ai **2600** $m^3$ d'acqua (secondo il tipo di albero, paese, etc).
Va sottolineato come quest'ultimo dato conteggi anche il riciclaggio, motivo per cui costituisce in realtà solo il 60% dell'impatto totale che si avrebbe in assenza di riciclaggio [Van Oel, 2012].
Mentre la $WF_{diretta}$, ovvero quella legata alla trasformazione da carta a cassetta di cartone, è molto bassa (circa 0.005% del totale), risulta evidente come la maggiore **componente impattante sia la $WF_{forestry}$,** in altre parole la componente della $WF_{indiretta}$ **legata alla generazione della materia prima**.
Questa principalmente dipende dal **paese di provenienza**: nel caso specifico il più impattante è l'America (Canada/USA), anche dal punto di vista della distanza che è, tra quelle dei vari fornitori, la più elevata. Alcune soluzioni migliorative sono perciò attuabili con facilità, ad esempio convertendo la percentuale di legno proveniente da Canada/USA in legno austriaco si otterrebbe una $WF_{forestry}$ di 1488 $m^3$/ton, quindi una diminuzione di circa 11% della $WF_{forestry}$.

## 5. Discussione e conclusioni

I dati qui esposti rappresentano un primo passo nella quantificazione della *Water Footprint* in una filiera specifica e complessa quale la commercializzazione di prodotti ortofrutticoli. L'analisi è stata condotta relativamente al Consorzio Bestack, cui sono associate le aziende che rappresentano oltre il 97% della produzione d'imballaggi in cartone ondulato per ortofrutta in Italia.
Sebbene i risultati soffrano di alcune limitazioni, come la mancanza di una metodologia condivisa e la scarsità di dati aziendali specifici, riteniamo essi riescano a tracciare un andamento e a quantificare il ruolo del packaging in cartone ondulato all'interno di questa filiera. Obiettivo dello studio è proprio quello di un aumento di consapevolezza da parte del comparto, volto alla diminuzione dell'impatto così riscontrato.
Ricerche successive saranno necessarie per indagare la componente WF Grigia e per condurre analisi comparative all'interno del settore.

# 6. Bibliografia


Billerud, 2011, 'The natural part in smarter packaging. Sustainability Report 2011'

Castellini, A, Pirazzoli, C, Ragazzoni, A 2006, 'Impatto ambientale e imballaggi – Una valutazione ambientale nella filiera ortofrutticola', Franco Angeli, Milan, Italy.

Ecobilan 2000, 'Analyse du cycle de vie des caisses en bois, carton ondulé et plastique pour pommes, ADEME.

Ercin, AE, Martinez Aldaya, M, Hoekstra AY 2011, 'Corporate Water Footprint Accounting and Impact Assessment: The Case of the Water Footprint of a Sugar-Containing Carbonated Beverage', Water Resour Manage, vol. 25, pp. 721-741.

FAO 2011, 'The state of the World's land and water resources for food and agriculture. Managing systems at risk', Summary Report, Rome, Italy.

Galli, A, Wiedmannb, T, Ercinc, E et Al. 2011, 'Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a "Footprint Family" of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet', Ecological Indicators, vol. 16, pp. 100-112.

Gerbens-Leenes, PW, Hoekstra, AY, 2008, 'Business water footprint accounting: A tool to assess how production of goods and services impacts on freshwater resources worldwide.' Value of Water, Research Report Series No. 27, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands.

Gerbens-Leenes, PW, Van Lienden, AR, Hoekstra AY, Van der Meer, ThH 2012, 'Biofuel scenarios in a water perspective: The global blue and green water footprint of road transport in 2030', Global Environmental Change, vol. 22, pp. 764-775.

Hoekstra, AY, Chapagain, AK, Martinez Aldaya, M, Mekonnen MM 2011, 'The Water Footprint Assessment Manual Setting the Global Standard', Earthscan, London, UK.

Hoekstra, AY, 2007, Human appropriation of natural capital: Comparing ecological footprint and water footprint analysis', Value of Water, Research Report Series No. 23, IHE Delft, NL.

Jefferies, D, Muñoz, I, Hodges, J et Al. 2012, 'Water Footprint and Life Cycle Assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine', Journal of Cleaner Production, vol. 33, pp.155-166.

Levi, M, Cortesi, S, Vezzoli, C, Salvia, G 2011, 'A Comparative Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Packaging for the Distribution of Italian Fruit and Vegetables', Packaging Technology and Science, vol. 24, pp. 387-400.

Merrett, S, Allan, JA & Lant, C 2003, 'Virtual Water - the Water, Food, and Trade Nexus Useful Concept or Misleading Metaphor? ', Water International, vol. 28, no. 1, pp. 4-11.

Ridoutt, BG, Pfister, S 2012, 'A new water footprint calculation method integrating consumptive and degradative water use into a single stand-alone weighted indicator', Int J Life Cycle Assess.

UNEP 2011, 'Water Footprint and Corporate Water Accounting for Resource Efficiency'.

Van Oel, PR, Hoekstra, AY 2012, 'Towards Quantification of the Water Footprint of Paper: A First Estimate of its Consumptive Component', Water Resour Manage, vol. 26, pp. 733-749.

Van Oel, PR, Hoekstra, AY 2010, The green and blue water footprint of paper products: Methodological considerations and quantification', Value of Water, Research Report Series No. 46, UNESCO-IHE Delft, The Netherlands.

# Energy and Exergy Life Cycle Assessment of different anti-erosion systems

Autori: Matteo Rocco[1], Federico Taranto[1], Emanuela Colombo[1]
[1] Department of Energy, Politecnico di Milano, via Lambruschini 4, 21056, Milan, Italy
Corresponding author: Matteo Rocco, e-mail: matteo.rocco@mail.polimi.it

## Abstract

*Anti-erosion systems are useful in order to reduce sediment accumulation in water outflows and contrast soil losses due to desertification. The choice of technology to apply cannot disregard on environmental impacts, as well on economical restrictions. In this paper the evaluations of the environmental impact of four different techniques to remediate soil erosion is presented: geo-nets, bio-mats, geo-cells, deep rooting plants (DRP). Environmental impact is expressed in terms of Natural resource consumption (Cumulative Energy and Exergy Demand indicators). The slope considered for the definition of a unit product is located in the Umbrian town of Fabro (TR). Analyses have been performed using LCA framework, relying on Ecoinvent database. Results show that DRP system is less impacting of one order of magnitude compared to the other solutions. Moreover, CExD impact method demonstrates to be a more comprehensive method for environmental resource depletion assessment than CED method.*

## 1. Introduction

### 1.1. Slope erosion issue

Erosion phenomenon is defined as the process by which soil and rock are removed from the Earth's surface by exogenous processes and then transported and deposited in other locations (Blanco-Canqui and others 2008). There are many agent of soil erosion according to literature, mainly represented by weather events, such as wind and rainfall. Other causes of soil erosion are due natural activity, like microorganism and human presence. The main agent of erosion in Italy is water erosion (Van der Knijff and others 1999): the impact of a falling raindrop creates a small crater in the soil, ejecting soil particles. Once the rate of rain fall is faster than the rate of infiltration into the soil, a water flow, called *surface runoff*, occurs and carries the ejected soil particles down the slope (Mainguet 1991). Mediterranean regions are the most susceptible to soil erosion due to the alternation of long periods of drought with periods of heavy rainfall on steep slopes and fragile soils. The most commonly used model for predicting soil loss from erosion is the *Universal Soil Loss Equation (USLE)*, which estimates the average annual soil loss in tons/(ha·y) (Norman 1962).

In long time scale, erosion leads to desertification of soils, whereas in short time scales eroded particles deposit in waterways and in drain systems along the highway bringing them to obstruction. It is therefore extremely important to limit and contrast the erosion process. Indeed, the soil surface protection is covered in recent law[34].

### 1.2. Purpose of the work and definition of the functional unit

There are different kind of anti-erosion technologies, widely used in different contexts, characterized by several combinations of soil types and erosion agents. Nowadays, given a specific context, the choice among the feasible technologies is based on a purely economic criterion. However, the growing problem of natural resources scarcity lead analysts and decision makers to include environmental aspects into the evaluation of the appropriate technology.

[34] European Standard, New Technical Standards for Construction (DM January 14, 2008), Law Under 109/94 (Merloni Law) and its Implementing Regulation (D.PR. 554/1999)

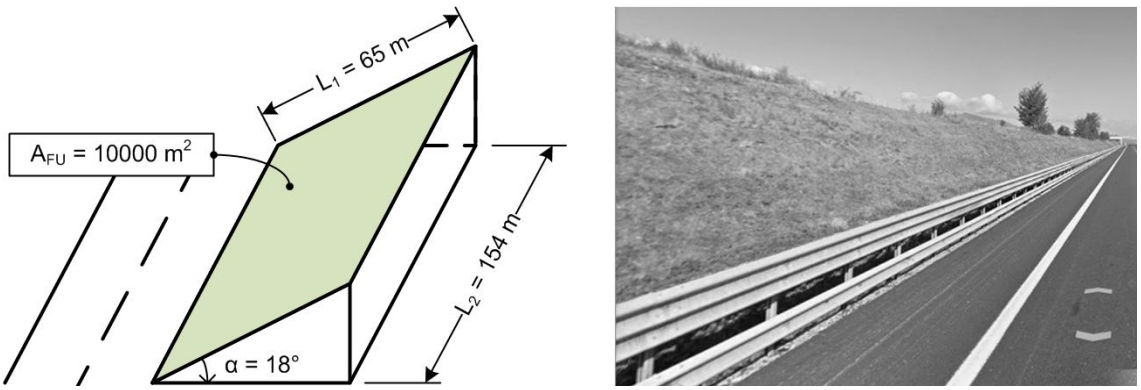



*Figure 1. Scheme and Image of the slope beside Fabro highway (Functional Unit)*

In this paper, authors propose for the first time to evaluate the environmental impact of four different anti-erosion technologies as the cumulative natural resources involved in their production and installation, by means of Cumulative Energy and Exergy Demand (CED, CExD) methods (Goedkoop and others 2004).

Authors have accounted for natural resources commonly involved in the construction of traditional and innovative anti-erosive techniques along slopes beside roads, highways and railways. Particularly, their amount has been considered relatively to our functional unit: a **one hectare (10000 m$^2$) slope placed beside the A1 highway near the city of Fabro (TR), Italy**. Details of the functional unit are presented in Figure 1. The selected temporal and spatial analysis domain classifies this LCA as a cradle-to-gate approach. This means that, in a different way with respect to the traditional cradle-to-grave approach, all the issues related to maintenance and dismantling of these systems were not considered.

## 2. Traditional and innovative anti-erosion techniques

Traditional anti-erosion technologies here presented are **Geo-nets (1)**, **Bio-mats (2)** and **Geo-cells (3)**. The innovative technology of **Deep Rooting Plants (DRP, 4)** is also presented, which can replace the traditionally used solutions given the great effect, on short term, that the deep rooting system have on soil attachment and their fast developing of vegetal layers. Although both traditional and innovative technologies give approximately the same results in term of erosion remediation effectiveness, their production processes differ widely. Moreover, Bio-mats, Geo-cells and Geo-nets differs each other by the kind of material they are made of.

Life cycle of traditional systems was modeled in two main phases: *installation* and *hydroseeding*. The installation phase consists in the production and transport of all required materials, the preparation of the site and the installation of the system. The hydroseeding phase concern the laying of soil and structures to create favorable conditions for vegetation growth on the short term. Materials and site preparation for technologies 1, 2 and 3 needs:

- The fertile soil, which has to be extracted from field and brought on site. In every traditional solution it is considered having a thickness of 10 cm;
- An adequate amount of geo-nets, geo-cells or bio-mats, depending on the considered solution;
- Steel stakes to peg the geotextiles on the surface.

The function of the vegetal soil is to mechanically support the plant and provide a reservoir of nutrients that is required for the life of vegetables. The hydro-seeding is a planting process which utilizes usually slurry of seeds, fertilizers and natural glue sprayed over prepared ground. In the system boundary of the analysis are then included the supply chains related to the cultivation of seeds, the production of cellulose, fertilizers, tap water and the production of the energy amount, in diesel equivalent, to sustain hydro-seed spraying. For the hydro-seeding phase, common to all four solutions, the materials considered are shown in Table 9. Excepting from cellulose and water which have been retrievable locally, all other data that are not mentioned here are contained in (Vanone and Summa 2012). On the other hand, DPR system life cycle has been modeled only by the hydroseeding phase. In this case, topsoil is not necessary as the suited conditions for plant growth are assured by the easiness of these varieties take root on most soil lithotype (Vanone and Summa 2012).

As previously mentioned, Environmental impact assessment of the considered anti-erosion technologies was determined as the consumption of natural resources involved only in the production of these systems. Thus, time boundary of the analysis disregards operating and dismantling phases. This choice is acceptable because anti-erosion interventions generally don't require maintenance and their disposal is not expected and not complied in normative, except in cases where the intervention is not well projected and the structure collapses. In other words, if the intervention is suitable to the characteristics of the slope, we can consider negligible the raw material and energy flows referred to the use and disposal phase of the life cycle.

In the following paragraphs, technologies are briefly described and the related main primary data used for analysis are listed. Thanks to LCA inventory, is possible to obtain a back-wise analysis, to understand the causes that determine the investigated impacts; with the adoption of Ecoinvent database, the assessment procedure is simplified thanks to the great amount of data of processes and raw materials it contains. For the sake of brevity and clarity, secondary data from Ecoinvent database are not listed here and can be retrieved in (Taranto 2012; Vanone and Summa 2012).

### 2.1. Solution 1: Geo-net

Geo-nets are three-dimensional structures made of a synthetic filament yarn (polyethylene high-density, polyamide, polypropylene, nylon etc.) tangled in such a way to form a flexible mattress of 10-20 mm of thickness. The main function of geotextiles is to protect the soil surface from runoff, caused by rain water.

| Input | Amount [kg] | Transportation [km] – From/to |
|---|---|---|
| Geo-nets | 4311 | 1300 – Berlin/Fabro (TR) |
| Pegs | 6362 | 420 – Brescia/Fabro (TR) |
| Vegetal soil | 1300000 | Within 100 km of radius from Fabro (TR) |

*Table 1. Material required for Geo-nets installation*

The slope on which geo-net are laid must be previously prepared so that the surface is leveled. Generally geo-nets extend on sterile lithotype. They are fastened with steel rods and then filled with fertile topsoil of 10 cm thick. These steps are commune to bio-mats (2) and geo-cells (3) solution as well. Thus, Table 6 shows all materials required for Geo-nets installation, according to our functional unit.

### 2.2. Solution 2: Bio-mat

Bio-mats are mats of vegetable fiber (straw, coir, jute and other fibers biodegradable vegetable). They allow the formation of an ideal microclimate which favors the rooting and the first phase of plant growth.

The bio-mats are fixed to the ground by means of pickets and used on slopes not particularly inclined, where suitable substrate allows the vegetation growth. The installation of natural Bio-mats is very similar to the one of Geo-net. The blankets considered are made of jute fiber and have a mass per unit of area equals to 500 g/m$^2$. The final amount of required material for their installation is shown in Table 2.

| Input | Amount [kg] | Transportation [km] |
|---|---|---|
| Bio-mats | 5186 | Produced in New-Delhi, brought to Mumbai by lorry (1451 km) and then loaded for shipping to Genova's harbor (8334 km). From Genova loaded on lorry and brought to study area (424 km) |
| Pickets | 9648 | 420 – Brescia/Fabro |
| Vegetal soil | 1300000 | Within 100 km of radius from Fabro (TR) |

*Table 2. Material required for Bio-mats installation*

### 2.3. Solution 3: Geo-cell

The geo-cells used are made by PET and have a mass per unit of area of 350 g/m$^2$. This greatly limits the overall dimensions, so can be easily transported and stored. The use of geo-cells is recommended if the lithotype of the slope is sterile and is both in the presence of slopes less than 40 °(Scesi 2003). Obviously, if the land is infertile, fertile soil must be provided to allow vegetation growth, as in case of Geo-nets and Bio-mats. Table 8 show the final amount of required material for Geo-cells installation.

| Input | Amount [kg] | Transportation distance – From/to [km] |
|---|---|---|
| Geo-cells | 3635 | 1275– Paris/Fabro |
| Pegs | 9476 | 420 – Brescia/Fabro |
| Vegetal soil | 1300000 | Within 100 km of radius from Fabro (TR) |

*Table 3. Material required for Geo-cells installation*

### 2.4. Solution 4: deep rooting plants (DRP)

DRP are an innovative anti-erosion solution that has been recently developed and involves the use of special seed mixtures of perennial herbaceous and not infesting plants with depth rooting system, sprayed on the surface through hydro-seeding without performing any pre-processing step. The total amount of material required is shown in Table 4.

| Material | Amount [kg] |
|---|---|
| Traditional or DRP seeds | 500 |
| Fertilizers | 3500 |
| Cellulose | 50 |
| Water | 10000 |
| Diesel | 17 |

*Table 4. Material required for Hydro-seeding phases*

The seeds consist of a balanced mixture of grasses and legumes. Some varieties of DRP can survive in temperatures ranging from -45 ° C to + 60 °C (Majone 2007). The DRP have, also, a capacity of regrowth after an intense fire, and excellent resistance to drought. These characteristics are ensured by the fact that, as the name suggests, the DRP can develop, in a short time, a much deeper rooting system, more resistant than a common herbaceous plant.

Tests have been carried out in University of Milan by faculty of agriculture, showing evidence on the growth of DRP on over-consolidated Pliocene clays of marine origin (Napoli 2010).

## 3. Environmental impact assessment

As previously mentioned, environmental impact assessment of the described systems was performed according to Cumulative Energy Demand (CED) and Cumulative Exergy Demand (CExD) methods. Particularly, CED allows the estimation of the consumption of energy resources along the life cycle of a service or a product by means of cumulative energy conservation principle, considering both direct and indirect energy uses. Characterization factors are given for the energy resources divided in 5 impact categories, shown in Figure 2.

In 1988, Szargut introduced the concept of cumulative exergy consumption (Szargut and others 1988), that is the exergy of both energy and materials embodied in the considered system. CExD resulted as an improving on the knowledge on resource consumption by means of exergy definition (Szargut 2005); this impact method was introduced into simapro environment distinguishing among mass and specific exergy of matter, thus being able to account for both mass and energy streams in terms of their exergy. The exergy and materials categories are those accounted for in Ecoinvent database and shown in Figure 3. Recently, a double accounting problem in the implementation of CExD method in Simapro 7.3.3 has been reported (Bösch and others 2007). To avoid this problem, the characterization factor of flow "*Water, turbine use, unspecified natural origin*", in "*Renewable, water*" category, have been changed from 50 to 0 MJ/m$^3$. Exergy values for energy and materials can be computed once the characteristics of reference environment have been chosen. If Baher environment is adopted, Szargut tabulated values can be used, thus facilitating CExD computing (G. Wall 2001). Results for CExD method are shown in Figure 9.

## 4. Results and discussion

CED and CExD values relative to the four introduced technologies have been calculated with Simapro 7.3.3 software. For the sake of clarity, impact assessment results are expressed in tons of oil equivalent. In graphs legend, each impact category is highlighted by a different color. The thickness, of the colored part of the histogram, quantifies the contribution of that specific resource category. The impact of CED in term of energy requirement for Geo-cells, Bio-mats, Geo-nets and DRP installation is shown in Figure 2.

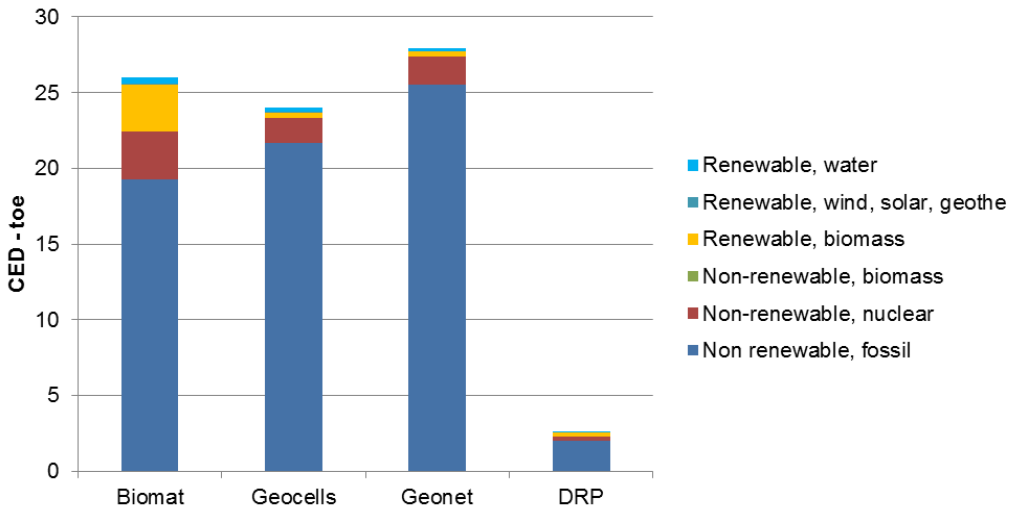



*Figure 2. Results for Cumulative Energy Demand (CED)*

Geo-nets are one the most energy demanding followed by Bio-mats and Geo-cells. This is due to the fossil requirement to produce Geo-net. Instead, the second ranking of Bio-mat solution is mainly due to the fossil energy requirement for jute transportation and manufacturing.

The limit of CED indicator lays in the fact that, although energy is a global size and can express all phenomena in nature, it cannot represent the “quality” of materials and energy fluxes, so it is not a measure of their utility or ability to interact with environment. Respect to CED, CExD indicator is more comprehensive and detailed in its category definition. In fact, CExD categories, those already defined in CED, are much more detailed thus contributing to the accuracy of this indicator. Moreover the introduction of new various specific chemical exergies, relative to minerals and metals basically, make of CExD a more complete method than CED. Particularly in this case the assumption has been made that materials are not recoverable after usage, as if they are useless or not recoverable.

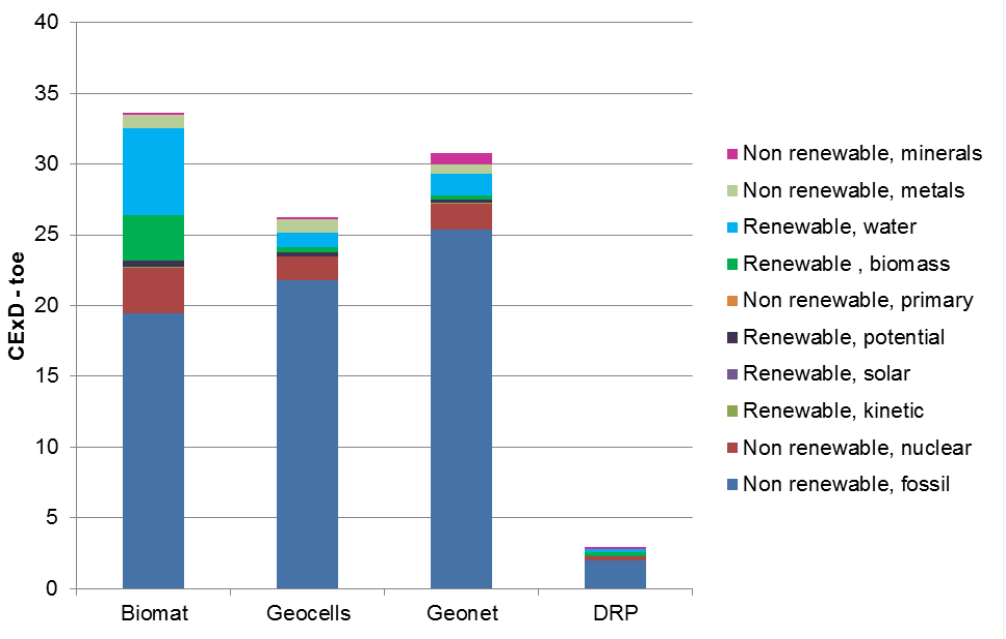



*Figure 3. Results for Cumulative Exergy Demand (CExD)*

It is worth to note that CED alternatives rank changes switching to CExD indicator. In fact, in case of CExD, Bio-mats become the most expensive alternative in term of natural resource consumption. This is mainly due to a better classification of fluxes involved in CExD indicator respect to CED. This difference is more evident in jute production process which requires a big amount of water, not recoverable after usage. Furthermore, the most evident relation is represented by the difference of the three most expensive technologies in term of energy requirement for both indicators. These are Geo-cells, Bio-mats and Geo-nets which compared to DRP are one magnitude order greater. DRP, as it is reasonable to expect, has a lower energetic impact given it is composed by only hydro-seeding process and its required materials.

## 5. Conclusions

According to literature, results obtained here confirms that CED is a good indicator if we want to know the theoretical amount of energy that a certain product would require to be produced (Huijbregts and others 2006). The limit of CED method lays in the fact that it cannot represent the real utility of both materials and energy involved in any process. On the other hand, CExD seems to be more suited indicator for representing the environmental impact with respect to CED: it accounts for both energy and materials absorbed by the considered system, taking into account quantity and quality of these fluxes. Because of these reasons, CExD seems to be a promising method for improving consciousness in the adoption of different techniques for the remediation of soil erosion.

Concluding, the comparison between all the analyzed technological solutions showed that natural resources consumption for DRP – expressed in both CED and CExD – is one order of magnitude lower with respect to the other traditional solutions. Therefore, it is possible to state that DRP technology has the lowest environmental impact with respect to the others.

## 6. Bibliography


Blanco-Canqui H, Blanco H, Lal R. (2008). Principles of soil conservation and management. (Springer Berlin Heidelberg).

Bösch M, Hellweg S, Huijbregts MJ, Frischknecht R. (2007). Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. The International Journal of Life Cycle Assessment 12,181-190.

G. Wall MG. (2001). On exergy and sustainable development. Part 2: indicators and methods. Exergy: an international journal.

Goedkoop M, Oele M, Effting S. (2004). SimaPro database manual methods library. PRé Consultants, Netherlands.

Huijbregts MA, Rombouts LJ, Hellweg S, Frischknecht R, Hendriks AJ, van de Meent D, Ragas AM, Reijnders L, Struijs J. (2006). Is cumulative fossil energy demand a useful indicator for the environmental performance of products? Environmental Science & Technology 40,641-648.

Mainguet M. (1991). Processes Leading to Soil Degradation and “Desertification”. In Desertification. (Springer Berlin Heidelberg). pp 151-198.

Majone U. (2007). La sistemazione dei versanti e dei corsi d'acqua montani. (

Napoli P. (2010). Studio degli effetti meccanici di impianti radicali profondi nel terreno. Tesi di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, Università degli studi di Perugia.

Norman AG. (1962). Advances in Agronomy. (Elsevier Science).

Scesi P, Gattinoni. (2003). Fenomeni di erosione superficiale dei versanti in Geologia applicata. (Ambrosiana, Milano).

Szargut J. (2005). Exergy Method: Technical And Ecological Applications. (WIT Press).

Szargut J, Morris DR, Steward FR. (1988). Exergy analysis of thermal, chemical, and metallurgical processes. (Hemisphere).

Taranto F. (2012). Exergy indicators for resource impact assessment: an application of erosion remediation techniques on highway slope. Master of science in Enviromental and Geomatic engineering, Politecnico di Milano.

Van der Knijff J, Jones R, Montanarella L. (1999). Soil erosion risk assessment in Italy. (European Soil Bureau, European Commission).

Vanone AO, Summa D. (2012). Analisi del ciclo di vita delle principali tecnologie di protezione superficiale dei versanti. Tesi Laurea Magistrale, Politecnico di Milano.

# LCA dell'utilizzo di un ingrediente naturale nelle formulazioni cosmetiche

Michela Secchi[1], Valentina Castellani[1], Elena Collina[1], Nadia Mirabella[1]
[1]GRISS – Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio e di Scienze della Terra, Università degli Studi di Milano-Bicocca
michela.secchi@unimib.it

## Abstract

*In questo studio è stato applicato il metodo di analisi LCA (Life Cycle Assessment) a una filiera cosmetica lombarda, al fine di valutare gli impatti potenziali del prodotto in esame e gli eventuali benefici derivanti dall'utilizzo di un ingrediente di origine naturale (un sottoprodotto della lavorazione dell'olio d'oliva) in sostituzione a due di origine sintetica. L'analisi è di tipo "cradle-to-gate", con una valutazione comparativa tra il prodotto di partenza (benchmark), e l'innovazione suggerita dall'azienda stessa, ovvero la sostituzione di due ingredienti con uno di origine naturale, in forma singola o all'interno di un preformulato. I risultati ottenuti indicano che gli impatti generati dalla scelta degli ingredienti e dalla loro produzione superano di gran lunga quelli derivanti dal consumo di acqua e di energia nelle fasi di lavorazione del prodotto finale e che l'ingrediente innovativo, anche se di origine naturale, non mostra sempre ottime prestazioni ambientali, proprio a causa delle lavorazioni necessarie per renderlo utilizzabile, e delle altre sostanze, di origine non biologica, a cui deve essere associato per ottenere le stesse performance all'interno della crema.*

## 1. Introduzione

Nonostante la fabbricazione di prodotti a largo consumo si stia indirizzando verso tecnologie e materie prime più sostenibili, privilegiando quelle di origine naturale (European Commission, 2012), la produzione di prodotti e ingredienti cosmetici presenta ancora notevoli criticità dovute all'elevato uso di composti chimici. Per questo motivo, è importante che la ricerca in questo settore sia orientata non solo a soluzioni che riguardino aspetti marginali d'impatto, come miglioramenti nel packaging (materiali riciclati e riciclabili) o riduzioni della $CO_2$ dovuta al trasporto, ma anche allo sviluppo di tecnologie produttive (Cosmetics Europe, 2012) ed ingredienti con un migliore profilo ambientale. In questo studio viene analizzato un prodotto cosmetico nella cui formulazione è inserito un ingrediente che deriva da materie prime vegetali, in sostituzione ad alcuni ingredienti di origine sintetica..

## 2. Metodologia

### 2.1. Definizione dell'obiettivo e dei confini del sistema

Il lavoro riguarda la valutazione di una filiera cosmetica lombarda, attraverso una LCA "cradle-to-gate". Obiettivo dell'analisi è la valutazione degli effetti ambientali generati dall'introduzione di un ingrediente di origine naturale in sostituzione di alcuni ingredienti di origine sintetica. L'ingrediente innovativo è una miscela di trigliceridi saturi C16-18, brevettato col nome di *C16-18 triglycerides* (nome commerciale: Olifeel). Tale ingrediente viene ricavato dalla lavorazione dell'olio lampante, ottenuto dalla spremitura meccanica delle olive e considerato meno pregiato degli oli extravergine e vergine a causa della sua più alta acidità. L'analisi riguarda il confronto dei carichi ambientali ed energetici associati alla formulazione base della crema (benchmark) e a due formulazioni innovative che contengono l'ingrediente Olifeel in forma differente: come ingrediente singolo (innovazione I), o all'interno di un preformulato[35] (innovazione II).

[35] Ingredienti composti da più sostanze che vengono miscelate al fine di ottenere un unico composto (in forma di polvere, pastiglie, soluzioni liquide o emulsioni) che può essere utilizzato direttamente nell'emulsione senza bisogno di ulteriori lavorazioni.

Le formulazioni complete non possono essere divulgate a causa del segreto industriale; nella sezione 2.3 viene riportato l'elenco degli ingredienti.

I confini del sistema (Figura 1) includono l'estrazione e lavorazione delle materie prime necessarie per la produzione degli ingredienti, la lavorazione degli ingredienti stessi, costituita da: preparazione delle fasi acquosa e oleosa, omogeneizzazione delle stesse in un turboemulsore preriscaldato e successivo raffreddamento del prodotto finito (crema da giorno). Il confezionamento del prodotto non è incluso. Le fasi di preparazione del preformulato riguardano solamente l'innovazione II. L'unità funzionale è 1 kg di prodotto finito.

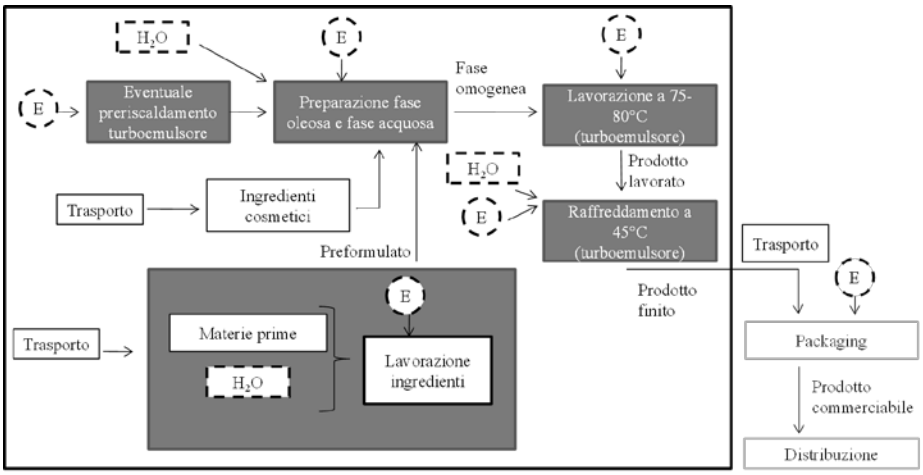



*Figura 1. Schema del sistema in esame*

## 2.2. Assunzioni

Ad oggi, esiste un limitato numero di studi riguardanti i prodotti cosmetici e i loro ingredienti. Per questo motivo, è molto difficile reperire nelle banche dati esistenti informazioni dettagliate in merito ai processi di produzione degli ingredienti cosmetici (Tufvesson et al., 2012). Di conseguenza, nella costruzione dell'inventario, è stato effettuato un lungo e attento studio degli ingredienti che compaiono nelle formulazioni analizzate, cercando di trovare sostanze equivalenti per forma molecolare o per processi di produzione, raffinazione e sintesi che fossero presenti nei database. A questo proposito è stato effettuato un cut-off all'1%, per cui sono stati inclusi nello studio solo gli ingredienti che nelle formulazioni sono presenti con una percentuale pari o superiore a 1%. Nell'analisi è stata utilizzata la banca dati di Ecoinvent, perché più completa e con una documentazione più approfondita.

Inoltre, data l'impossibilità di reperire informazioni precise circa la localizzazione degli impianti produttivi dei fornitori e la provenienza di certe materie prime, sono state effettuate le seguenti assunzioni:

1. Per le materie prime di cui non si conoscevano i fornitori (diossido di titanio, ossido di zinco, glicerina) si è ipotizzato il trasporto dal principale paese di produzione.
2. Per tutti i casi di trasporto transoceanico, è stata fatta l'ipotesi che fosse utilizzata una nave cargo. Come porto di scarico per le navi provenienti da Malesia e India è stato scelto quello di Bari; per quelle proveniente dagli Stati Uniti, la scelta è ricaduta su New York come porto di carico e su Genova come porto di scarico. Su quest'ultimo dato è stata eseguita un'analisi di sensitività, effettuata variando il porto di destinazione. Sostituendo Genova con Amburgo, i risultati non hanno mostrato sostanziali differenze nel profilo ambientale della formulazione.

## 2.3. Analisi dell'inventario (LCI)

I dati relativi al processo produttivo in esame sono stati forniti dall'azienda assieme alle formulazioni del prodotto benchmark e delle due innovazioni. La formulazione benchmark comprende i seguenti ingredienti (nomi INCI): acqua, isoceteth-10 stearate (and) isosteareth-10 stearate, cetearyl alcohol, caprylic/capric triglyceride, titanium dioxide, acetylated glycol stearate, dimethicone, octocrylene, glycerin, zinc oxide, butyl methoxydibenzoylmethane.

Le due innovazioni riguardano due diverse tipologie di sostituzioni:

- Nell'Innovazione I, in sostituzione di silicone e trigliceride caprilico/caprico vengono proposti gli ingredienti trigliceridi C16-18, alcani C17-21, diossido di titanio e ossido di zinco.
- Nell'Innovazione II, i due stessi ingredienti del Benchmark vengono sostituiti da due preformulati: Nipseal PP11 (alcani C15-17, trigliceridi C16-18, diossido di titanio, ossido di zinco) e Nipseal PP3 (alcani C21-28, silice idrata, microsfere di vetro) e dai trigliceridi C16-18.

Sulla base di queste formulazioni è stata effettuata una ricerca al fine di individuare i processi presenti nella banche dati che più si avvicinassero agli ingredienti cosmetici utilizzati. Un lavoro a parte è stato fatto per creare il processo di produzione dell'ingrediente innovativo, l'Olifeel. In questo caso, è stato seguito il brevetto (WO 2012/131624 A1 e WO 2009/056275 A1) dell'ingrediente stesso, ricostruendo le fasi di lavorazione e ponendo particolare attenzione ad eventuali trattamenti, ai reagenti e ai consumi idrici ed energetici. Numerose ricerche sono, inoltre, state effettuate in merito alla tipologia di olio impiegato (il lampante), e alle lavorazioni necessarie per poter essere usato all'interno della filiera cosmetica. Si è, infatti, deciso di includere nello studio i consumi e le materie utilizzate nella prima lavorazione di questa particolare frazione dell'olio d'oliva, poiché necessari al fine di renderlo una materia adatta ad essere inserita in una formulazione cosmetica. Data l'assenza, nei database di Simapro, di un processo basato sulla produzione dell'olio d'oliva, si è provveduto a crearne uno utilizzando le informazioni trovate in letteratura (Avraamides et al., 2006, 2007 e Rossell, 1985); su questo, poi, è stata effettuata un'allocazione per massa (De Gennaro et al., 2009) per diversificare olio extra vergine e olio lampante (The international EPD®system, 2010; EC-JRC, 2010).

Per quanto concerne l'ingrediente che viene inserito nell'innovazione I assieme all'Olifeel, gli alcani C17-21, la loro natura petrolchimica ha portato a scegliere come alternativa nel database il *White mineral oil*, processo modificato in base alle nostre esigenze. Il mix energetico è stato sostituito con quello francese (data la localizzazione dell'impianto nel quale viene prodotto); per le origini e il trasporto del petrolio ci si è basati sulla pubblicazione di Bolt (2006):

- Provenienza: giacimenti del Mar del Nord.
- Trasporto via *pipeline* fino alla piattaforma di Sullom Voe (Isole Shetland).
- Trasporto fino al porto di Le Havre (Francia), tramite petroliera
- Trasporto su strada dal porto di Le Havre fino allo stabilimento di lavorazione.

I due ingredienti preformulati utilizzati nell'innovazione II, infine, vengono preparati dall'azienda stessa, nello stesso stabilimento in cui viene prodotta la crema. Il primo preformulato è ottenuto tramite la lavorazione di quattro sostanze diverse: alcani C15-17 (modellizzati con il *White mineral oil* modificato come sopra riportato), trigliceridi C16-18, diossido di titanio e ossido di zinco. Il secondo preformulato è, invece, ottenuto dalla lavorazione di tre sostanze: alcani C21-28, silice idrata, microsfere di vetro.

In quest'ultimo processo, silice idrata e microsfere di vetro sono state rispettivamente sostituiti da Silicone product e Packaging glass, perché i due materiali erano assenti nelle banche dati ed è stato necessario trovare due sostituti. Per quanto riguarda la frazione di alcani, è stata ipotizzata, come alternativa, la paraffina al cui processo si è aggiunto un aumento del consumo di acqua e di energia pari al 20% per tentare di modellizzare l'ulteriore raffinazione che deve essere effettuata per avere nel composto una frazione di carbonio pari a quella richiesta dal preformulato. A tal fine, è stata effettuata una indagine supplementare con l'obiettivo di acquisire informazioni sui processi specificamente utilizzati per la purificazione/ raffinazione del kerosene che, così come ottenuto dal petrolio, non può essere utilizzato a fini cosmetici (dati che non sono resi pubblici dalle aziende produttrici). Queste informazioni non sono disponibili mentre sono riportati dati su differenti processi (eliminazione di sottoprodotti, trattamento con acido solforico, trattamenti con argilla, hydrotreating, ridistillazione, ecc). Da tutti questi dati risulta concordemente che i punti di ebollizione di queste frazioni variano tra 150 e 450°C, intervallo di temperatura troppo ampio per poter effettuare qualsiasi stima affidabile dei consumi di energia e di acqua. Di conseguenza, si è ritenuto che una scelta equilibrata per modellizzare l'influenza del processo di purificazione/raffinazione sia quella di aumentare del 20% i consumi di energia e acqua riportati per la produzione della paraffina da petrolio.

Lo studio della filiera in esame ha evidenziato che la regione di provenienza dell'olio lampante è la Liguria, per questo motivo è stato calcolato un trasporto di questa materia prima da Imperia al sito di produzione (Origgio, MI). Per il calcolo dei consumi energetici dei macchinari utillizzati nella filiera si è stimato un utilizzo all'87% del pieno carico (capacità di 300 L), corrispondente alle condizioni reali, come rilevato durante i sopralluoghi effettuati.

Infine, proprio per analizzare in dettaglio l'impatto derivante dai soli trasporti (siano essi su strada o via mare) si è scelto di tenere separati i processi relativi a questa categoria, ovvero di non inserire il trasporto di ciascun ingrediente nel suo processo ma di sommarli tutti nel processo generale, quello della formulazione completa. Inoltre, i contributi sono stati calcolati sulla base delle percentuali presenti all'interno delle formulazioni, in modo da simulare l'effetto reale. Lo stesso è stato fatto per i consumi di acqua ed energia: anche in questo caso, i dati sono riportati direttamente nei processi relativi alle formulazioni complete.

### 2.4. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

L'analisi degli impatti ambientali è stata eseguita con il software Simapro (versione 7.3.3); trattandosi di prodotti cosmetici, è stato utilizzato, come metodo di valutazione di impatto, ReCiPe, che incentra l'attenzione soprattutto sulla tossicità, sia umana sia ambientale. Si è scelto, nello specifico, di valutare i risultati di impatto rispetto alle *Midpoint categories*, per avere un'incertezza minore.

## 3. Analisi dei risultati

Lo studio è stata eseguito a tre livelli di dettaglio differenti. Confrontando le tre formulazioni (benchmark, innovazione I e innovazione II) complete di trasporti e consumi idrici ed energetici per la loro produzione (Figura 2), è stato possibile constatare un netto miglioramento (con una media pari al 37%), apportato dalla seconda, in tutte le categorie indagate. Per la prima innovazione, invece, in alcune categorie (*Water depletion, Human toxicity e Ionising radiation*) si riscontra un netto peggioramento (rispettivamente, -24%, -22% e -15%), per questo il miglioramento complessivo risulta particolarmente contenuto.

Una seconda analisi riguarda la caratterizzazione del solo ingrediente innovativo. Gli impatti maggiori derivano dall'utilizzo dell'idrossido di potassio (e all'acqua necessaria per diluirlo alla concentrazione richiesta), presente con una media del 45% in tutte le categorie indagate. Tale reagente viene utilizzato nella saponificazione: questo passaggio permette di eliminare i trigliceridi insaturi durante l'ultima fase di produzione dell'ingrediente, rimuovendoli dal composto sotto forma di saponi. Questa frazione è molto consistente ma, dalle informazioni in nostro possesso, non è stato possibile determinare se venga o meno riutilizzata in qualche altro ciclo produttivo e se, quindi, possa essere definita come sottoprodotto piuttosto che scarto, come, invece, è stata considerata nell'ambito di questo studio. Un altro impatto significativo per la maggior parte delle categorie indagate con un range di valori che va dal 7% (in *Natural land trasformation*) al 56% (in *Water depletion*), è quello dell'olio lampante, materiale di partenza per ottenere l'ingrediente Olifeel; gli impatti maggiori si hanno nelle categorie relative al consumo di acqua, alla tossicità e all'eutrofizzazione delle acque, dovuti all'irrigazione e all'uso di pesticidi durante la fase di coltivazione. In ultimo, i consumi elettrici sono abbastanza contenuti, ma il calore necessario in alcune fasi della produzione incide soprattutto per le categorie *Fossil* e *Ozone Depletion* e *Climate Change*.

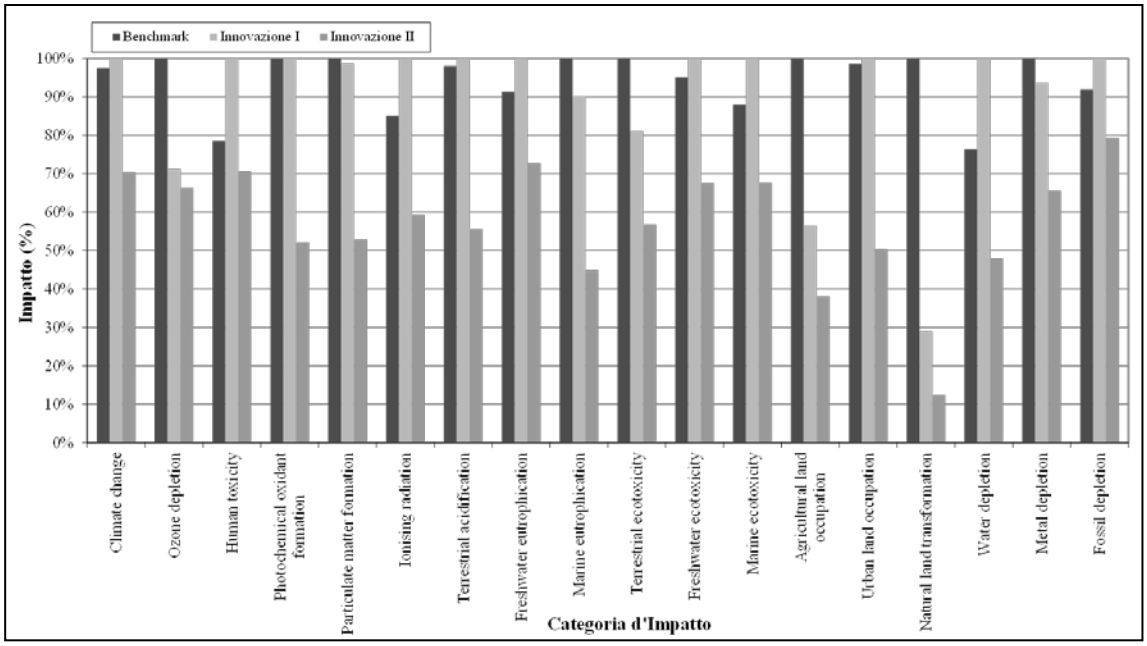



*Figura 2. Confronto tra formulazione benchmark, innovazione I e II con il metodo ReCiPe*

Infine, si è deciso di eseguire l'analisi su 1 kg di ogni ingrediente sostituito, così da avere un confronto in termini assoluti, che permetta di valutare le effettive differenze di impatto degli stessi. Ancora una volta, nel complesso, gli ingredienti preformulati dell'innovazione II risultano migliori rispetto a quelli singoli dell'innovazione I; questa differenza, calcolata sulla media dei punteggi ottenuti in tutte le categorie indagate, appare molto bassa (4%), sebbene i valori d'impatto di tutti gli ingredienti innovativi si estendano dall'1% (in Terrestrial ecotoxicity) ad un massimo anche del 100%, risultando in alcuni casi peggiori del benchmark. Infatti, i notevoli benefici apportati dalla prima innovazione (in *Ozone depletion, Terrestrial ecotoxicity, Agricoltural land occupation* e *Natural land trasformation*, dove i miglioramenti complessivi hanno una media del 91%) vengono bilanciati da ugualmente rilevanti abbassamenti in altre (*Human toxicity, Water depletion* e I*onising radiation*, dove il peggioramento medio è del -67%).

La stessa situazione si riscontra nello scenario relativo alla seconda innovazione: i risultati mostrano un attenuamento degli effetti negativi nelle categorie già citate (con una media pari a 87%), ma, dall'altra parte, evidenziano anche un peggioramento (in media del 48%) in altre, quali *Human Toxicity, Ionising radiation, Freshwater eutrophication, Marine ecotoxicity* e *Water depletion*. Uno scenario di questo tipo è sicuramente imputabile all'utilizzo, oltre che dell'ingrediente naturale, di sostanze derivanti dall'industria petrolchimica (alcani C15-17*, alcani C21-28* e alcani C17-21), presenti sia come ingredienti singoli, sia nella composizione dei preformulati, e dalla presenza dei filtri fisici, che incidono in larga quantità, sia nella formulazione benchmark sia in quelle innovative.

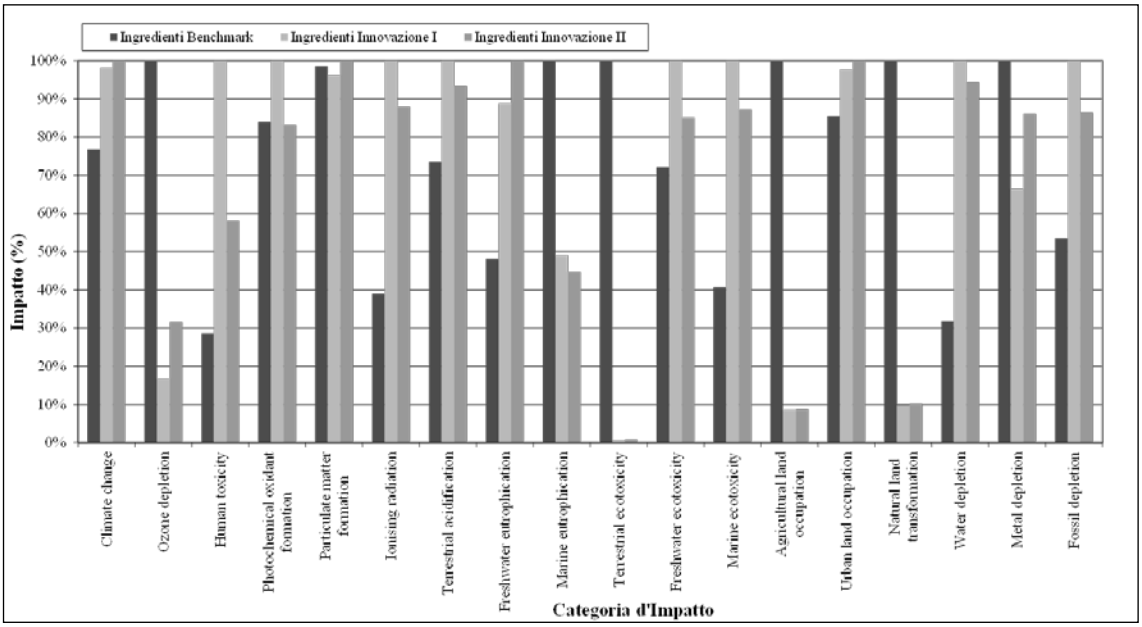



*Figura 3. Confronto tra 1 kg di ogni ingrediente sostituito con il metodo ReCiPe*

## 4. Conclusioni

Dai risultati riportati si evince che non sempre l'ingrediente innovativo di origine naturale apporta benefici alla formulazione cosmetica. Come già evidenziato, questo è riconducibile al fatto che silicone e trigliceride caprilico/caprico non siano del tutto sostituibili dal singolo ingrediente innovativo Olifeel; infatti, quest'ultimo non può garantire le stesse funzioni all'interno del prodotto cosmetico senza il supporto di altre sostanze (alcani C21-28 e alcani C17-21), aggiunte in percentuale non inferiore e con origini petrolchimiche che ne abbassano notevolemente le performance ambientali.

Il fatto che una materia prima sia di origine naturale, non rende necessariamente il prodotto finale ecosostenibile e con buone prestazioni ambientali. Come dimostrato da questo studio, può accadere che le lavorazioni necessarie perché tale sostanza sia resa utilizzabile apportino contributi negativi rilevanti, che possono compromettere anche in maniera considerevole i benefici dovuti alle origini biologiche o di scarto. Tuttavia, come mostrato dal confronto tra le formulazioni complete, con un'accurata ricerca sulle formulazioni e i dosaggi degli ingredienti, allora si possono ottenere risultati soddisfacenti e ridurre anche in modo significativo l'impatto ambientale del prodotto finale. Come accade per l'Olifeel, se posti all'interno dei preformulati, infatti, ingredienti anche particolarmente impattanti, possono essere utilizzati in quantità più modeste, diminuendo così i loro effetti negativi e migliorando la prestazione ambientale complessiva del prodotto.

La seconda innovazione, infatti, porta a una notevole variazione negli impatti rispetto allo scenario relativo alla formulazione benchmark: per tutte le categorie di impatto si può constatare una diminuzione degli effetti, anche con percentuali importanti.

Infine, è bene sottolineare che gli impatti generati dagli ingredienti cosmetici risultano molto maggiori di quelli derivanti dal consumo di acqua e di energia nelle fasi di lavorazione: si può pertanto concludere che ulteriori innovazioni dovrebbero essere prevalentemente focalizzate sullo sviluppo di formulazioni con ingredienti meno impattanti, ben dosati e, se possibile, di origine naturale e, meglio, derivanti da recupero di scarti da filiere esistenti.

## 5. Bibliografia


Avraamides M., Fatta D., 2006, Implementation of Life Cycle Inventory in Lythrodontas region of Cyprus, ECOIL project (LIFE04 ENV/GR/000110), www.ecoil.tuc.gr/report.html.

Avraamides M., Fatta D., 2007, Resource consumption and emissions from olive oil production: a life cycle inventory case study in Cyprus. Journal of Cleaner Production, vol. 16, pp. 809-821.

Bolt E., 2006, Safety At Sea - Crude oil and fuel oil transport in the North Sea. Inventory, classification and risk assessment of oil transport on the North Sea. Report A01-2.

Cosmetics Europe, 2012, Good Sustainability practice (GSP) for the cosmetics industry. www.cosmeticseurope.eu.

EC-JRC, 2010, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for LCA - Detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the EU.

European Commission, 2012, COM (2012)60. Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe.

De Gennaro B., Roselli L., Medicamento U., 2009, Evoluzione degli scambi commerciali dell'Italia nel mercato mondiale degli oli di oliva. Agriregioni Europa, anno 5, numero 17.

Rossell J.B., 1985, Fractionation of Lauric Oils, J. Am. Oil Chem. Soc. Vol. 62, no. 2, pp. 385-390.

The international EPD®system, Product category rules, CPC SUBCLASS 21537 Virgin olive oil and its fractions. PCR 2010:07, version 1.0, 2010-04-27.

Tufvesson L. M., Tufvesson P., Woodley J. M., Börjesson P., 2012, Life cycle assessment in green chemistry: overview of key parameters and methodological concerns. Int J Life Cycle Assess. DOI 10.1007/s11367-012-0500-1.

World Intellectual Property Organization, 2009, Esters of glycerol and their uses in cosmetic and pharmaceutical applications. WO 2009/056275 A1.

World Intellectual Property Organization, 2012, Triglyceride compositions of plant origin for cosmetic applications obtained from olive oil deodorization distillate. WO 2012/131624 A1.

# LCA di pavimentazioni stradali flessibili in conglomerato bituminoso: strategie di miglioramento delle prestazioni ambientali

Autori: Nicolò Brandini[1], Martina Giani[1], Luca Zampori[1], Giovanni Dotelli[1], Loretta Venturini[2],
[1]Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G.Natta"
Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano
[2]Impresa Bacchi srl Costruzioni Generali, via don Giuseppe Dossetti 19, 20080 Carpiano (MI)
luca.zampori@chem.polimi.it

## Abstract

*Nel presente lavoro sono comparate le prestazioni ambientali di diverse pavimentazioni stradali utilizzando materiali di riciclo (fresato di conglomerato bituminoso) e tecnologie di produzione a minore temperatura (WMA). Il lavoro consiste nell'analisi del ciclo di vita (LCA) di 1 km di pavimentazione stradale in conglomerato bituminoso (CB), e comprende tutte le fasi del ciclo di vita: dall'estrazione delle materie prime, fino al fine-vita della strada. Lo scopo è quello di confrontare tre tipi di pavimentazioni, di cui una prodotta con materiali vergini e tecnologia tradizionale, utilizzata come riferimento, e due nelle quali si combina l'utilizzo di fresato con la produzione di CB a minore temperatura nei diversi strati che costituiscono la pavimentazione. La fase di analisi degli impatti (LCIA) è stata valutata utilizzando diversi metodi ed è stata effettuata un'analisi di sensitività circa la distanza del sito di produzione dal cantiere.*

## 1. Introduzione

Il conglomerato bituminoso (CB) è composto da una miscela di aggregati (pietrisco, pietrischetto, sabbia ecc.) e bitume (sottoprodotto della raffinazione del petrolio), che ha funzione di legante. Tale prodotto ha impatti sull'ambiente sia in termini locali, sia regionali (consumo di suolo e tossicità) sia in termini globali (consumo di risorse ed emissione di gas climalteranti).

Il riciclo è una pratica che permette di ridurre notevolmente gli impatti sull'ambiente dovuti alla produzione di CB, poiché permette la diminuzione di materiale vergine estratto, o prodotto, e il riutilizzo dello stesso materiale. In molti paesi europei, la pratica del riutilizzo del fresato nella produzione dei CB è molto comune e sviluppata, mentre altri paesi devono ancora sviluppare una metodologia che porti al riutilizzo del fresato come pratica comune. Il rapporto "Asphalt in Figures" (EAPA, 2012) riporta i dati di produzione e riuso del CB di diversi paesi europei ed emergono notevoli differenze tra i paesi più virtuosi (tipicamente i paesi dell'Europa settentrionale), e i paesi meno virtuosi, che devono ancora portare le percentuali di riciclo a livelli accettabili. Confrontando ad esempio Italia e Germania, emerge che entrambe hanno notevoli quantità di fresato (RAP Reclaimed Aspahlt Pavement) a disposizione (11 e 14 milioni di tonnellate rispettivamente), ma la percentuale di riciclo dei due paesi è sensibilmente diversa. La Germania riutilizza il fresato per l'84% nella produzione di HMA (hot mix asphalt – metodo tradizionale) e WMA (warm mix asphalt – metodo a minor temperatura), mentre il restante 16% è riciclato nella produzione di sottofondi stradali (aggregati legati e non legati). In Italia vi è, invece, solo una quota pari al 20% di riutilizzo nella produzione di CB a caldo. Il problema italiano è, oltre a una relativamente bassa coscienza ecologica, anche l'eccessiva burocrazia alla quale è sottoposto il fresato che è considerato rifiuto dalla normativa nazionale e, quindi, sottoposto al trattamento di tutti i rifiuti non pericolosi che prevede diversi step e adempimenti. Il presente lavoro intende, pertanto, indagare le possibili riduzioni di impatti ambientali utilizzando materiale di riciclo e una tecnologia meno energivora come la produzione a minore temperatura.

## 2. Metodologia

L'unità funzionale considerata è pari a 1 km di strada in lunghezza, con larghezza di 15 m e spessore totale dei tre strati di 25 cm (base, binder e usura). I confini del sistema sono descritti nel diagramma di flusso di Figura 1.

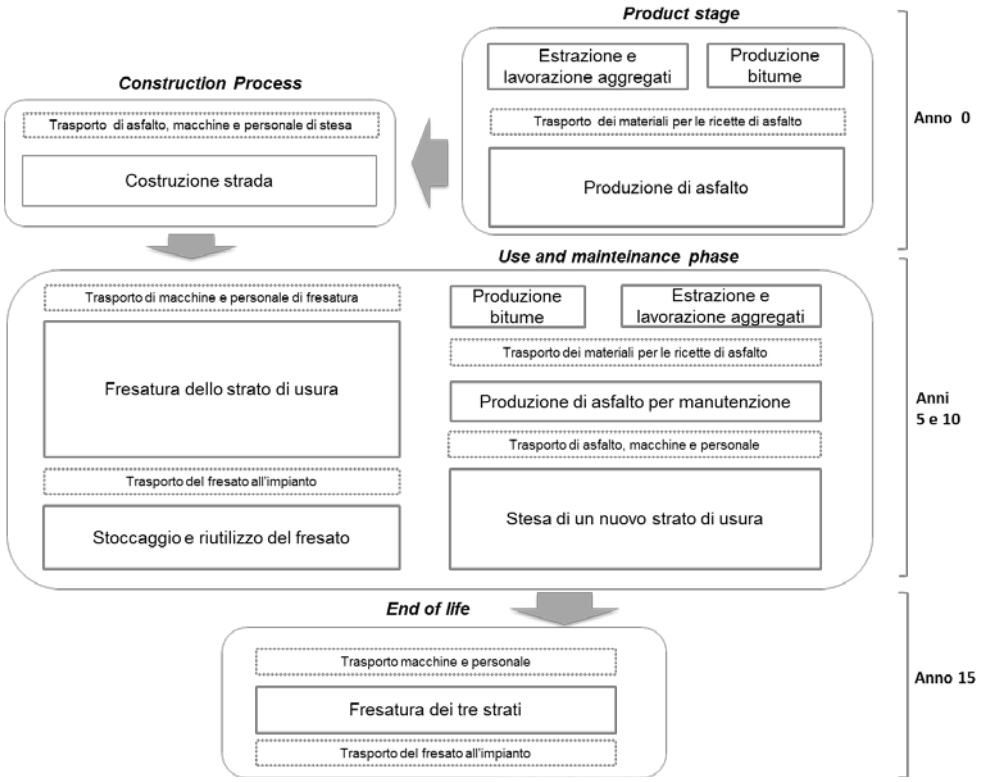

Product stage
Estrazione e lavorazione aggregati
Produzione bitume
Trasporto dei materiali per le ricette di asfalto
Produzione di asfalto
Anno 0
Construction Process
Trasporto di asfalto, macchine e personale di stesa
Costruzione strada
Use and maintenance phase
Trasporto di macchine e personale di fresatura
Fresatura dello strato di usura
Trasporto del fresato all'impianto
Stoccaggio e riutilizzo del fresato
Produzione bitume
Estrazione e lavorazione aggregati
Trasporto dei materiali per le ricette di asfalto
Produzione di asfalto per manutenzione
Trasporto di asfalto, macchine e personale
Stesa di un nuovo strato di usura
Anni 5 e 10
End of life
Trasporto macchine e personale
Fresatura dei tre strati
Trasporto del fresato all'impianto
Anno 15

*Figura 1. Diagramma di flusso del sistema studiato*

Ogni 5 anni è prevista la fase manutentiva della pavimentazione con la fresatura e il rifacimento dello strato di usura. Tutti i dati riguardanti il *core process* (produzione di CB) sono primari. Per quanto riguarda i processi di upstream è stato utilizzato il database Ecoinvent per il reperimento dei dati secondari.

Per l'analisi dei processi produttivi è stato utilizzato il Software SimaPro 7.3 e la parte di analisi degli impatti è stata eseguita utilizzando l'indicatore Greenhouse Gas Protocol per la quantificazione di emissioni a effetto serra e il metodo ReCiPe Endpoint (H) per quantificare danni alla salute, all'ecosistema e alle risorse naturali.

Sono state prese in considerazione 7 ricette differenti per il progetto: i pacchetti stradali studiati sono quindi tre combinazioni delle ricette. In particolare, per quanto riguarda lo strato di usura, due alternative sono state considerate:

- Usura vergine HMA: CB prodotto a caldo con materie prime vergini;
- Usura 10% RAP HMA: CB prodotto a caldo, realizzato con il 10% di fresato in peso sugli aggregati.
- Binder vergine, HMA: CB prodotto a caldo con sole materie prime vergini;
- Binder 20% RAP HMA: CB prodotto a caldo, realizzato con il 20% di fresato in peso sugli aggregati.

- Base vergine HMA: CB prodotto a caldo con sole materie prime vergini;
- Base vergine WMA: CB prodotto a minor temperatura con sole materie prime vergini;
- Base 30% RAP WMA: CB prodotto a minor temperatura con il 30% di fresato in peso sugli aggregati.

### 2.1 Pavimentazioni stradali

In collaborazione con l'azienda, sono stati scelti tre pacchetti stradali, il primo dei quali (realizzato con metodo a caldo e con 100% di materiali vergini) preso come baseline. Gli altri pacchetti sono stati scelti in modo tali da avere caratteristiche strutturali simili al primo: in particolare, percentuali troppo elevate di fresato sono state evitate poiché diminuirebbero la qualità della ricetta di CB. Inoltre, secondo la letteratura analizzata, le percentuali di fresato (RAP) incluse nelle ricette non superano generalmente il 50%.

#### Pavimentazione stradale 1 (PS1)

La prima pavimentazione studiata è caratterizzata da strati realizzati con CB vergine, prodotto dunque senza l'utilizzo di RAP e alla tradizionale temperatura di 165°C (HMA). Inoltre il CB considerato in questa pavimentazione è prodotto secondo il tradizionale processo a caldo (HMA) per tutti gli strati.

#### Pavimentazione stradale 2 (PS2)

La seconda pavimentazione studiata è caratterizzata da strati di usura e binder realizzati con CB contenente RAP, in quantità rispettivamente del 10% e del 20% sul peso degli aggregati e riscaldati alla tradizionale temperatura di 165°C (HMA), e dallo strato di base in CB vergine prodotto a minor temperatura (WMA).

#### Pavimentazione stradale 3 (PS3)

La terza pavimentazione studiata è caratterizzata da strati di usura e binder realizzati come per la pavimentazione 2 e dallo strato di base in CB contenente RAP, in quantità del 30% sul peso degli aggregati, prodotto a minor temperatura (WMA).

### 2.2 Gestione del fine vita

Le linee guida PAS 2050:2011 sviluppate dal British Standard Institute forniscono le indicazioni per la valutazione delle emissioni di gas serra di beni e servizi e sono state utilizzate per modellare il fine vita della pavimentazione studiata. Di particolare interesse per il presente studio è quanto espresso nell'annex D, nel quale sono valutate le emissioni generate da materiali riciclati o riciclabili (PAS 2050:2011). In accordo all'annex D, è stato utilizzato il "*cutoff approach*", che assegna a ogni prodotto il carico di riciclo direttamente associato a esso: in altre parole, tutti i benefici del riciclo sono assegnati downstream per l'uso di materiale riciclato (RAP in questo caso), senza indicazioni riguardo al potenziale di riciclo (Huang et al., 2012). Questo procedimento è detto anche "*recycled content method*" (Hammond e Jones, 2010), prescritto dalla PAS 2050 come nella seguente equazione:

$$E_M = (1 - R_1) \cdot E_V + R_1 \cdot E_R + (1 - R_2) \cdot E_D$$

- $E_M$ = emissioni totali per unità di materiale;
- $R_1$ = percentuale di materiale riciclato in ingresso;
- $R_2$ = proporzione del materiale che è riciclato a fine vita del prodotto;
- $E_V$ = emissioni derivanti dai materiali vergini in input, per unità di materiale;

- $E_R$ = emissioni derivanti dai materiali riciclati in input, per unità di materiale;
- $E_D$ = emissioni derivanti dallo smaltimento dei rifiuti, per unità di materiale.

Nel presente caso di studio, è stata applicata dunque l'equazione precedente, nella quale:

- $R_1$ = percentuale di fresato in ingresso a ogni ricetta;
- $R_2$ = 0, poiché tutto il fresato è considerato rifiuto ed è trattato come tale, dunque non vi è riciclo diretto a fine vita;
- $E_D$ = emissioni relative al fine vita, cioè quelle legate alla fresatura e al trasporto del fresato in azienda.

Lo schema del fine vita è mostrato in Figura 2.

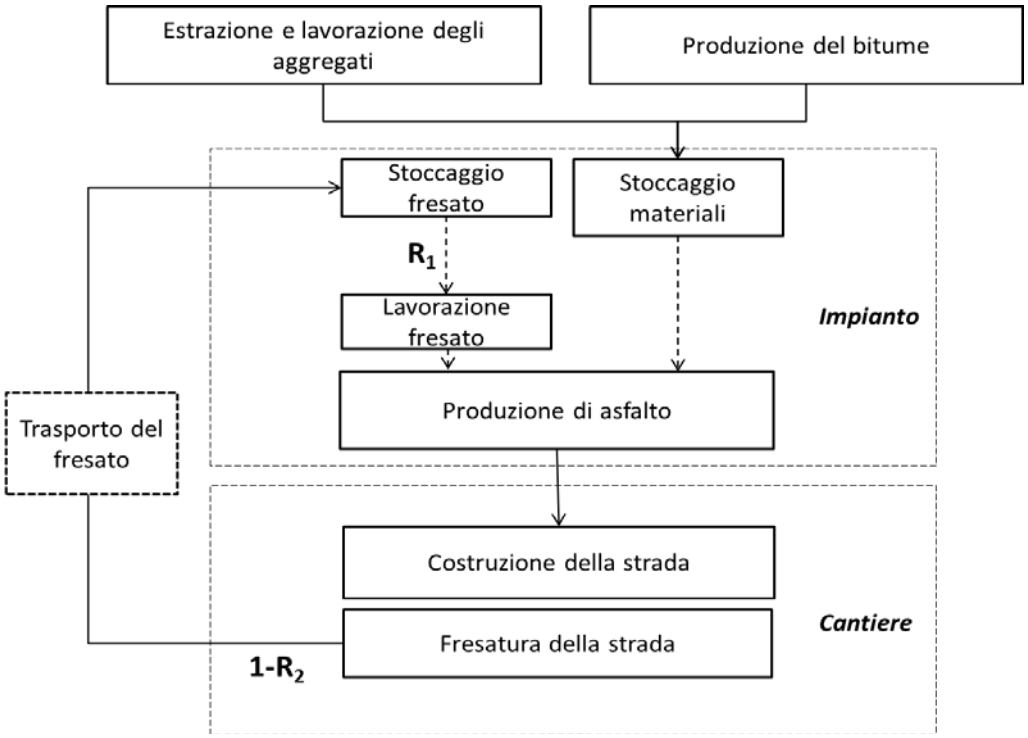



*Figura 2. Modellazione del fine vita della pavimentazione*

## 3. LCIA

In Tabella 1 si riportano i risultati del GHG Protocol per il ciclo di vita delle tre pavimentazioni stradali.

| | *Unità* | *PS1* | *PS2* | *PS3* |
|---|---|---|---|---|
| Fossil $CO_{2\ eq}$ | $tCO_{2\ eq}$ | 738 | 688 | 650 |
| Biogenic $CO_{2\ eq}$ | $tCO_{2\ eq}$ | 3,8 | 3,6 | 3,3 |
| $CO_{2\ eq}$ from land tr | $tCO_{2\ eq}$ | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| $CO_2$ uptake | $tCO_{2\ eq}$ | -3,2 | -3,4 | -3,6 |
| **Totale** | **$tCO_{2\ eq}$** | **738,0** | **688,0** | **650,1** |
| *Impatto percentuale* | *%* | *100* | *93.2* | *88.1* |

*Tabella 1. Risultati della Carbon Footprint delle tre pavimentazioni stradali*

Dai dati riportati, si può osservare una diminuzione pari a 11.9% dell'impatto espresso in termini di $CO_2$eq, considerando l'alternativa più sostenibile (PS3), rispetto alla pavimentazione di riferimento (PS1). L'utilizzo combinato di tecnologie meno energivore (WMA) e materiali di riciclo in ingresso, consentono quindi una sensibile riduzione delle emissioni di gas serra riferiti all'intero ciclo di vita di una pavimentazione stradale. Da un'analisi di incidenza eseguita emerge che il processo di produzione del bitume utilizzato nelle ricette incide per circa il 34% degli impatti in termini di $CO_{2eq.}$
In Figura 3 sono presentati i risultati ottenuti con il metodo di caratterizzazione ReCiPe Endpoint (H) per le tre pavimentazioni.

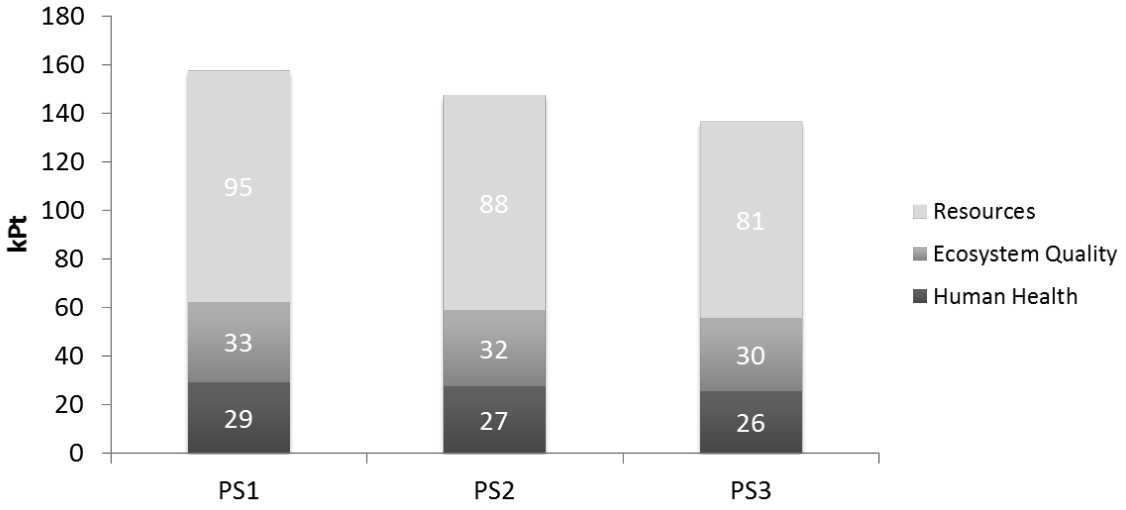



*Figura 3. Risultati ottenuti con ReCiPe Endpoint (H)*

La categoria *Resources* è quella caratterizzata dal valore di danno più elevato, poiché include la categoria più impattante (*Fossil Depletion*). Gli impatti totali sono ridotti di circa il 13% passando da PS1 a PS3.

A valle dell'analisi LCA delle tre pavimentazioni, è stata condotta un'analisi di sensibilità riferita alla distanza del cantiere dal sito produttivo del CB. L'analisi è stata svolta utilizzando diversi valori di distanza di 0, 10, 50, 75, 100 km (avendo già 25 km come riferimento). Sono state così modellate le distanze di trasporto in uscita dall'impianto, cioè i processi di:

- Trasporto del CB pronto per la stesa;
- Trasporto del personale e dei macchinari di stesa;
- Trasporto dell'emulsione bituminosa mediante autobotte;
- Trasporto del gasolio con la piccola autocisterna;
- Trasporto del personale e dei macchinari di fresatura;
- Trasporto del fresato dal cantiere a Impresa Bacchi.

I risultati ottenuti sono schematizzati in Figura 4.

Gli impatti crescono di circa il 40% passando da distanza nulla a distanza pari a 100 km dall'impianto. Inoltre, la pendenza delle tre curve è diversa; in particolare, aumentando la distanza del cantiere, le curve si avvicinano poiché il processo di trasporto assume sempre più peso negli impatti totali.

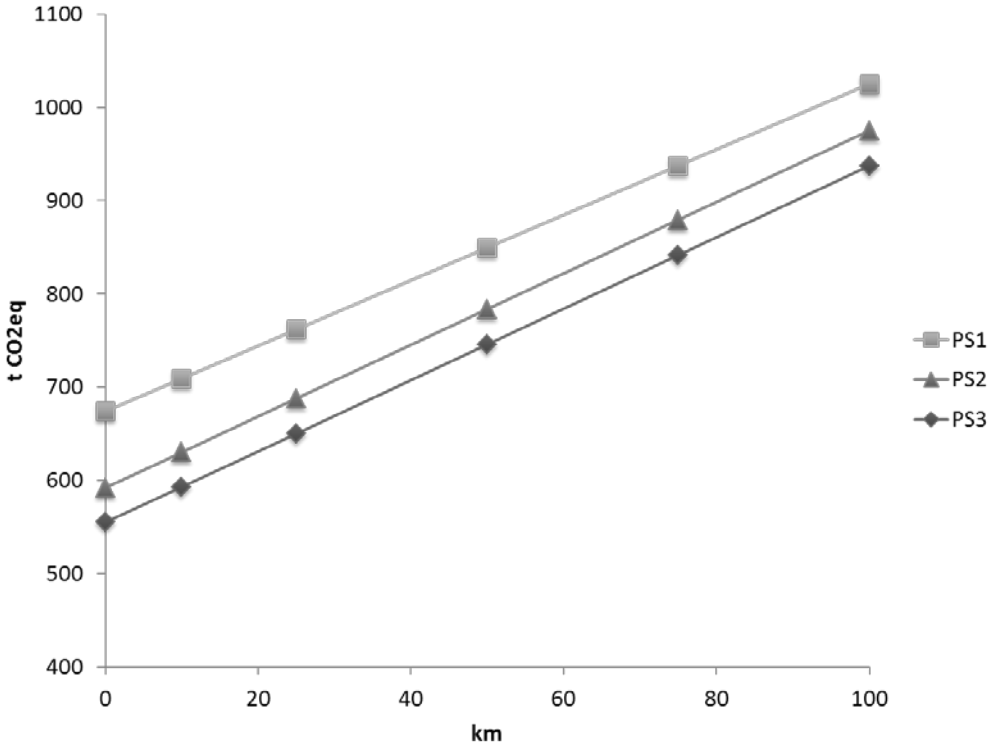



*Figura 4. Emissioni di $CO_2$eq in funzione della distanza tra il sito di produzione del CB e il cantiere*

Infine, è stato eseguito un confronto tra gli impatti calcolati per il ciclo di vita della PS3 e gli impatti causati esclusivamente dal traffico veicolare circolante su essa nei 15 anni di vita. Per quanto riguarda il traffico veicolare, è stato scelto uno scenario "base" con le seguenti composizioni percentuali: 70% autoveicoli, 15% veicoli leggeri, 5% veicoli pesanti e bus, 10% motocicli.

Il rapporto costruzione/uso è stato eseguito per tre diversi indicatori per lo scenario normale: *Climate change, Acidification, Photochemical oxidant formation*.
Considerando la $CO_{2eq}$, nei 15 anni di vita gli impatti del traffico eguagliano quelli della costruzione e fine vita della pavimentazione per un traffico veicolare pari a 23 veicoli/ora. Per un flusso consistente di veicoli (>1000 veicoli/ora) gli impatti della pavimentazione sono trascurabili in confronto a quelli del traffico stradale.

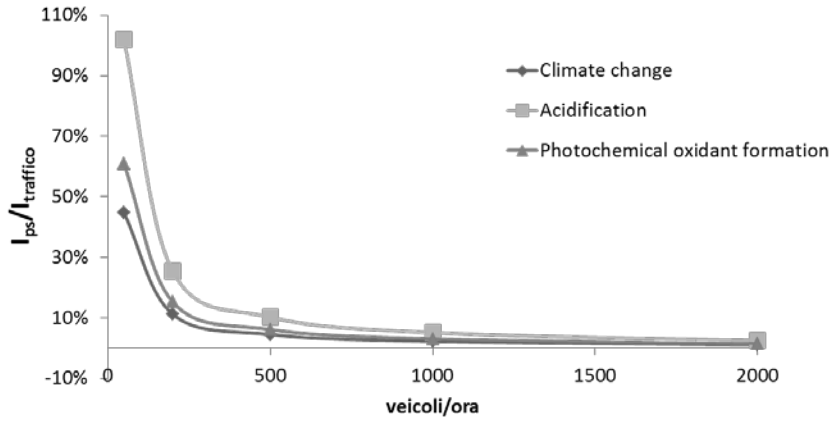



*Figura 5. Impatto della costruzione di PS3 in rapporto agli impatti di un ipotetico traffico veicolare*

## 4. Conclusioni

L'utilizzo congiunto di fresato e tecnologia WMA permette un abbattimento delle emissioni di $CO_{2eq}$ di circa il 12% rispetto a una pavimentazione stradale tradizionale. Questa riduzione è confermata anche dai risultati ottenuti con il metodo ReCiPe Endpoint (H). La produzione di bitume è il processo che impatta d più (circa 34% della $CO_{2eq}$ emessa durante il ciclo di vita). La distanza tra il cantiere e l'impresa produttrice di conglomerato mostra che passando da 100 a 0 km di distanza le emissioni di $CO_{2eq}$ diminuiscono del 40%. Il traffico veicolare incide significativamente sul totale delle emissioni del pacchetto "pavimentazione + traffico": per un flusso di traffico > 1000 veicoli/ora, gli impatti calcolati in fase di LCIA della pavimentazione sono trascurabili rispetto a quelli del traffico.

## 5. Bibliografia

EAPA 2012 "Asphalt in figures 2011" European Asphalt Pavement Association, Brusells.

Hammond, G. J., C., Inventory of Carbon & Energy (ICE). In Bath, U. o., Ed. Bath, 2010

Huang, e. a. Sensitivity analysis of methodological choices in road pavement LCA. International Journal of Life Cycle Assessment 2012, 18, 93-1011

# Life Cycle Assessment per la valutazione di strategie di gestione di materiali di imballaggio nel settore crocieristico

Autori: Carlo Strazza[1], Adriana Del Borghi[1], Michela Gallo[1], Chiara Maran[1]
[1]CE.Si.S.P. (Centro per lo Sviluppo della Sostenibilità dei Prodotti),Università degli Studi di Genova.
Via all'Opera Pia 15 – 16145 Genova
Email Coordinatore: carlo.strazza@unige.it

## Abstract

*Obiettivo di questo articolo è una valutazione comparativa di scenari di gestione di imballaggi primari a bordo di una nave da crociera, analizzando il ciclo di vita delle bottiglie di acqua minerale tramite difference analysis. In particolare stati valutati gli effetti di una sostituzione di materiale di imballaggio primario – da vetro a plastica – per gli approvvigionamenti per di una nave da crociera analizzata come caso studio. Inoltre è stata anche analizzata la possibilità di introdurre un processo di rigranulazione del PoliEtileneTereftalato (PET) a bordo della nave. I risultati dell'analisi LCA hanno permesso di concludere che tali azioni in ottica di prevenzione e minimizzazione dei rifiuti sono in grado di apportare evidenti benefici sul bilancio ambientale globale.*

## 1. Introduzione

Uno sviluppo turistico sostenibile deve integrare la gestione di tutte le risorse in modo tale che le esigenze economiche, sociali ed estetiche possano essere soddisfatte, mantenendo allo stesso tempo l'integrità culturale, i processi ecologici essenziali, la diversità biologica e i sistemi viventi (WCED, 1987). In questo contesto, il settore crocieristico ha visto negli ultimi anni un rapido e massiccio sviluppo, ponendo l'attenzione su una serie di problematiche ambientali che devono essere studiate e tenute sotto controllo, in particolar modo quelle riguardanti la gestione dei rifiuti (Bluewater Network, 2000). È stato stimato infatti che le navi da crociera, nonostante costituiscano meno dell'1% dell'intera flotta mercantile, sono responsabili la della produzione di circa il 25% dei rifiuti totali (Herz, 2002). È stato stimato che in media una nave da crociera produce un minimo di 1 kg di rifiuti solidi, 2 bottiglie e 2 lattine al giorno per passeggero e una media di 50 tonnellate di acque nere al giorno (Sweeting, Wayne, 2003). Gli imballaggi contribuiscono perciò in maniera rilevante alla generazione di rifiuti e necessitano quindi di particolare considerazione in ottica di minimizzazione (Johnson, 2002).
All'interno della Direttiva Europea sui rifiuti 2008/98/CE (EU, 2008) viene stabilita una cosiddetta individua una gerarchia che stabilisce un ordine di priorità delle misure da adottare per il trattamento dei rifiuti, che parte proprio dalla prevenzione, seguita da preparazione per il riuso, riciclaggio, recupero di altro tipo, tra cui quello energetico, ed - in ultima opzione - smaltimento in discarica. L'approccio sviluppato nella Direttiva risulta appicabile anche alla generazione a bordo delle navi da crociera, tuttavia il rispetto di tali norme è lasciato alla discrezionalità degli operatori e degli equipaggi delle navi, nonché delle politiche locali di ogni singolo porto di sbarco (UNEP, 2002). Per questi tipi di rifiuti esistono diverse modalità di smaltimento; essi infatti possono essere inceneriti a bordo, scaricati a mare o conferiti alle strutture di terra per lo smaltimento o il recupero. Le scelte gestionali, oltre che dai requisiti della Convenzione MARPOL 73/78, la principale convenzione internazionale operante a tutela dell'ambiente marino (IMO, 1973), dipendono da diversi fattori quali, ad esempio, gli itinerari delle navi, lo stato dei macchinari di bordo, la possibilità offerta dalle strutture ricettive di terra di inviare i rifiuti a riciclo e la disponibilità o meno di tale informazione sulla ricevuta rilasciata al momento dello sbarco.

Gli operatori del settore crocieristico dovrebbero quindi essere incoraggiati nell'investigare strategie di gestione degli imballaggi cosiddette "environmentally friendly" e di minimizzazione dei relativi rifiuti, con attenzione all'intera supply chain e valutazione di alternative per sistemi innovativi di trattamento dei rifiuti a bordo (Butt, 2007).
Obiettivo di questo articolo è una valutazione comparativa di scenari di gestione di imballaggi primari a bordo di una nave da crociera, analizzando il ciclo di vita delle bottiglie di acqua minerale. Da una prima analisi MFA (Material Flow Analysis) condotta per i flussi in input ad una nave del gruppo Costa Crociere il vetro è risultato il materiale principale di imballaggio in termini di peso, e le bottiglie di acqua minerale sono risultate responsabili di circa il 50% del vetro totale. In particolare stati perciò valutati gli effetti di una sostituzione di materiale di imballaggio primario – da vetro a plastica – a livello di approvvigionamenti per acqua minerale. Inoltre è stata anche analizzata la possibilità di introdurre un processo di rigranulazione della plastica a bordo della nave da crociera analizzata come caso studio.

## 2. Metodologia

Lo studio è stato condotto tramite "difference analysis", ovvero un tipo di approccio che analizza le differenze tra scenari di gestione alternativi mediante confronto ignorando le unità di processo del ciclo di vita che siano qualitativamente e quantitativamente identiche per entrambi.
Sono stati quindi messi a confronto tre differenti scenari per il caso studio analizzato, rappresentato da una nave del gruppo Costa Crociere con itinerario nel mar Mediterraneo:

- SCENARIO A: lo scenario di riferimento prima dell'introduzione della misura di sostituzione all'interno della nave, rappresentato da una nave da crociera a bordo della quale vi è un uso equivalente di bottiglie di acqua in vetro rispetto a quelle in plastica.
- SCENARIO B: lo scenario in cui la quasi totalità delle bottiglie di acqua in vetro distribuite ai passeggeri è stato sostituito con con bottiglie in plastica.
- SCENARIO C: lo scenario in cui, a partire da approvvigionamenti analoghi allo scenario B, venga inoltre introdotta e utilizzata una tecnologia innovativa in grado di rigranulare il PoliEtileneTereftalato (PET).

Al fine di fornire due diverse possibilità di valutazione dei risultati, i potenziali impatti ambientali ed i consumi di risorse sono riportati nello studio secondo due unità funzionali alternative: ovvero, rispettivamente, per giorno di crociera o per passeggero medio a giorno di crociera.
I dati raccolti per il caso studio fanno riferimento ad un mese di crociera, ovvero 31 giorni, nei diversi scenari. I confini del sistema per gli scenari considerati comprendono le fasi di produzione e di fine-vita delle bottiglie, siano esse in vetro o plastica, mentre la fase di distribuzione non risulta associabile a nessun consumo o impatto, in quanto effettuata a mano dai camerieri di bordo.
Per ciò che concerne la fase di fine-vita della bottiglia in vetro, in tutti gli scenari considerati la totalità del materiale viene stoccata a bordo e scaricata in un porto con accordi per destinazione a riciclo, mentre per quanto riguarda la plastica il flusso si suddivide in diversi processi di trattamento/smaltimento.

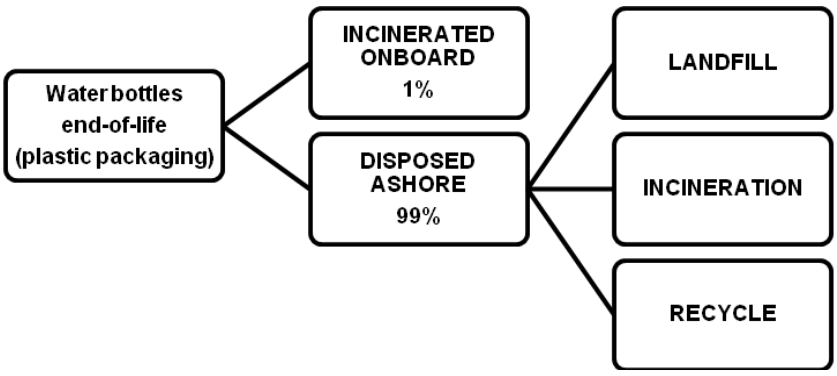



*Figura 1. Fine-vita degli imballaggi in plastica (Scenario A e Scenario B)*

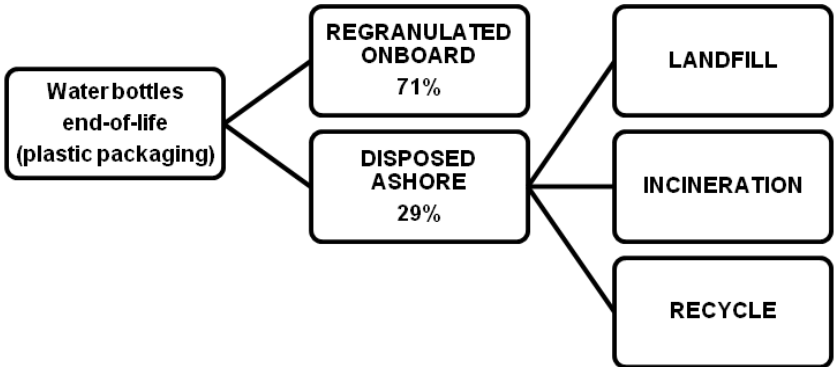



*Figura 2. Fine-vita degli imballaggi in plastica (Scenario C)*

Nello Scenario A e nello Scenario B (Figura 1) una parte della plastica viene incenerita a bordo, mentre la maggior parte viene invece scaricata in diversi porti di sbarco secondo i requisiti MARPOL, e la modellizzazione effettuata rispecchia le medie nazionali per smaltimento a discarica, incenerimento o riciclo secondo la ripartizione degli sbarchi effettuati nel mese di riferimento. Nello Scenario C (Figura 2) invece non si prevede più incenerimento di plastica a bordo bensì la rigranulazione della totalità delle bottiglie di acqua in PET, previa separazione di tappo ed etichetta.
Secondo il cosiddetto Polluter Pays Principle, i prodotti che vengono riciclati non hanno alcun impatto ambientale all'interno del ciclo di vita analizzato, ma gli impatti vengono assegnati al sistema produttivo successivo in cui i materiali riciclati sono considerati come input (EPD Supporting Annexes, 2008). Questo approccio delinea infatti la responsabilità di separare i sistemi produttivi interconnessi al momento del loro ciclo di vita in cui essi hanno il più basso valore di mercato (OECD, 1972).
Si è stabilito di riportare i potenziali impatti ambientali associati ai vari tipi di risorse utilizzate ed emissioni inquinanti secondo le seguenti categorie d'impatto: cambiamenti climatici (GWP100, in kg $CO_2$ equivalenti - 100 anni); acidicazione (AP, in kg $SO_2$ equivalenti); formazione di ossidanti fotochimici (POCP, in kg $C_2H_4$ equivalenti); eutrofizzazione (EP, in kg $PO_4^{3-}$ equivalenti), oltre al consumo di risorse rinnovabili/non rinnovabili con/senza contenuto energetico, rispettivamente in MJ o in kg.
Per la fase di gestione dei dati e calcolo dei risultati è stato utilizzato il software SimaPro 7.3 (PRé Consultants, 2011).

## 3. Risultati e discussione

L'introduzione di una misura di sostituzione del packaging primario per la distribuzione di acqua minerale – da vetro a plastica – ha comportato un cambiamento negli approvvigionamenti della nave registrato nella fase di Life Cycle Inventory, la cui

distribuzione è riportata in Figura 3, e i cui effetti si riflettono sugli impatti per la fase di produzione delle bottiglie.

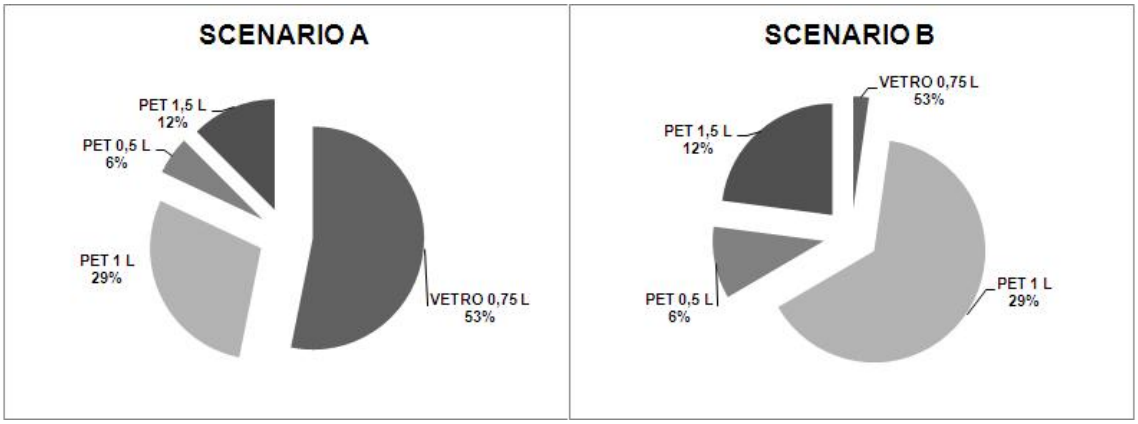



*Figura 3. Approvvigionamenti di bottiglie per acqua minerale – Scenario A vs Scenario B*

I risultati dell'analisi hanno dimostrato che la scelta di un materiale di imballaggio in plastica rispetto ad un analogo in vetro, per effetto della rilevante differenza in peso assoluto, permette evidenti benefici lungo il ciclo di vita, riscontrabili nella fase di produzione delle bottiglie, per tutte le categorie d'impatto considerate nello studio, eccezion fatta per POCP, per effetto delle emissioni di VOC, $C_2H_4$, $NO_X$, responsabili di smog fotochimico, all'interno del processo di produzione del PET. Le riduzioni degli impatti spaziano dal 95% per l'AP al 47% circa per l'EP; per la categoria GWP si osserva una riduzione pari a circa il 52%.

| | | *U.f.: giorno di crociera* | | *U.f.: passeggero · giorno di crociera* | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Categoria d'impatto** | **Unità** | **SCENARIO A** | **SCENARIO B** | **SCENARIO A** | **SCENARIO B** |
| Global warming (GWP100) | kg $CO_2$ eq | 656,35 | 314,05 | 0,23 | 0,11 |
| Photochemical oxidation (POCP) | kg $C_2H_4$ eq | 0,98 | 1,42 | $3{,}40 \cdot 10^{-4}$ | $4{,}80 \cdot 10^{-4}$ |
| Acidification (AP) | kg $SO_2$ eq | 424,53 | 21,21 | 0,15 | $7{,}16 \cdot 10^{-3}$ |
| Eutrophication (EP) | kg $PO_4^{3-}$ eq | 0,44 | 0,23 | $1{,}53 \cdot 10^{-4}$ | $7{,}80 \cdot 10^{-5}$ |
| Non renewable Energy Resources | MJ | 10.441,29 | 4.083,80 | 3,63 | 1,38 |
| Non renewable Material Resources | kg | 365,13 | 95,38 | 0,13 | $3{,}22 \cdot 10^{-2}$ |
| Renewable Energy Resources | MJ | 856,07 | 157,12 | 0,30 | $5{,}30 \cdot 10^{-2}$ |
| Renewable Material Resources | kg | 46,77 | 11,80 | $1{,}63 \cdot 10^{-2}$ | $3{,}40 \cdot 10^{-3}$ |

*Tabella 1. Risultati LCIA – Scenario A vs Scenario B*

La fase di fine vita delle bottiglie è responsabile per un contributo di gran lunga inferiore rispetto alla fase di produzione in entrambi gli scenari analizzati. Perciò le performance ambientali associabili ad uno scenario di gestione che introduca una scelta strategica di sostituzione di packaging risultano migliorare nonostante il passaggio da vetro, ovvero un materiale destinato al 100% a riciclo secondo le procedure di sbarco previste dal caso studio, a plastica, ovvero un materiale che nel caso studio analizzato non prevede tracciabilità delle destinazioni del rifiuto, ripartite quindi tra discarica, incenerimento e riciclo secondo le medie nazionali dei porti di sbarco.
Nel confronto tra Scenario A e Scenario B un decremento negli impatti relativi alla produzione di materiale di imballaggio risulta accompagnato quindi da un aumento percentuale degli impatti associabili alla fase di fine vita (End-of-Life, EoL), come mostrato in Figura 4, in particolare per quanto riguarda GWP, EP e consumo di risorse materiali non rinnovabili. A partire dall'analisi di questi contributi risulta particolarmente interessante il confronto con uno scenario di gestione – ovvero lo Scenario C – in cui viene pianificata una misura aggiuntiva a bordo della nave in grado di trattare il rifiuto plastico producendo PET rigranulato pronto per il suo riciclo.

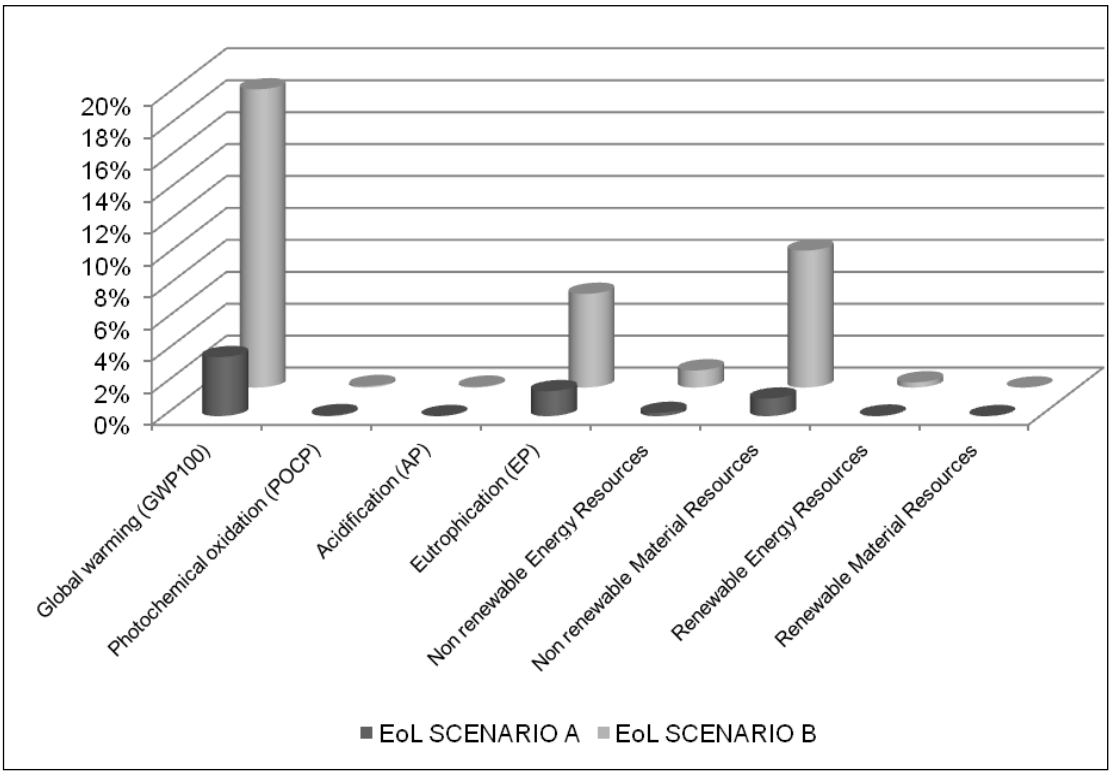



*Figura 4. Contributo della fase di fine-vita delle bottiglie – Scenario A vs Scenario B*

In questo scenario si considera l'installazione a bordo di un turbo-dryer, ovvero di una tecnologia innovativa che prevede che il materiale ancora sotto forma di bottiglia intera, priva di tappo ed etichetta, venga sottoposto a vari cicli di lavaggio seguiti da una fase di essiccazione, poi passi ad una fase di macinazione che riduce il PET in scaglie (flakes), che vengono poi finalmente cristallizzate e fuse grazie ad un particolare processo ad alta temperatura che permette di eliminare la totalità dei contaminanti residui. Il processo cosiddetto di rigranulazione consente di raggiungere la massima qualità tecnicamente possibile, e di ottenere così un prodotto pronto per essere utilizzato come input in un nuovo ciclo di vita, ovvero la produzione di nuovi manufatti in plastica.

Perciò in ottica del ciclo di vita questo scenario prevede un consumo energetico aggiuntivo rispetto allo Scenario B, ma migliora la fase di fine-vita delle bottiglie, eliminando la quota incenerita, destinando a riciclo il 100% del PET e sbarcando solo il materiale relativo a tappi ed etichette. I risultati dello studio dimostrano che l'inserimento a bordo nave di tale tecnologia è in grado di apportare benefici sul bilancio ambientale globale. In termini di potenziale di riscaldamento globale (GWP100) lo Scenario C comporta una riduzione del 13% rispetto allo Scenario B, e del 58% rispetto allo Scenario A di riferimento (Figura 5). Il processo di rigranulazione apporta infatti un lieve contributo pari a circa l'1%, mentre la fase di fine-vita afferibile allo sbarco dei soli materiali di tappi ed etichette risulta responsabile in questo caso di circa il 5% del totale, come riportato dall'analisi delle fasi.

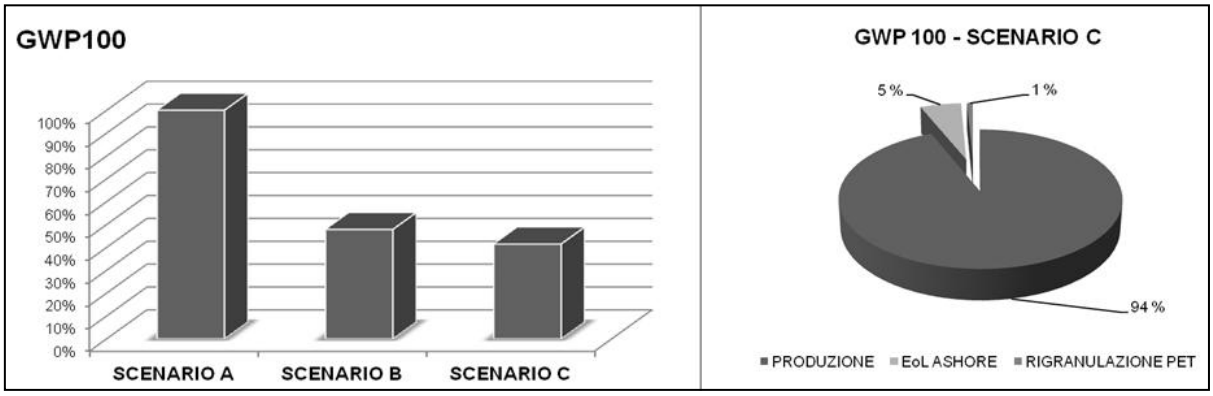



*Figura 5. Global Warming Potential – confronto scenari*

## 4. Conclusioni

I risultati dello studio hanno permesso di concludere che un confronto di scenari in ottica del ciclo di vita tramite "difference analysis" è in grado di valutare gli effetti sul bilancio ambientale globale di scelte strategiche nella gestione degli imballaggi a bordo di una nave da crociera. L'analisi ha dimostrato che una misura che preveda la sostituzione di packaging in vetro con analogo packaging in plastica comporta benefici non solo dal punto di vista di prevenzione e minimizzazione dei rifiuti – passando da un flusso di circa 18 tonnellate a circa 3 tonnellate su base mensile – bensì è associabile ad una effettiva riduzione del consumo di risorse materiali ed energetiche ed una diminuzione degli impatti ambientali associati all'intero ciclo di vita delle bottiglie. In particolare l'analisi degli impatti ambientali relativi al potenziale di riscaldamento globale ha evidenziato una riduzione del 52% rispetto allo scenario di partenza.
Inoltre la successiva valutazione di un possibile inserimento di una tecnologia di processo a bordo della nave che consenta la cosiddetta rigranulazione del PET ha dimostrato che le performance ambientali risultano migliorare con il vantaggio aggiuntivo di ottenere in uscita dalla nave non più un rifiuto da gestire bensì un prodotto commerciabile che può essere direttamente riutilizzato come materia prima in altri processi di produzione di imballaggi in plastica. L'analisi del potenziale di riscaldamento globale relativo a questa misura aggiuntiva evidenzia un'ulteriore riduzione del 13% rispetto allo scenario che già adotti la prima misura di sostituzione.
Un confronto di scenari tramite metodologia LCA risulta quindi un utile strumento di valutazione per investigare la sostenibilità ambientale di alternative gestionali riguardanti gli imballaggi, in linea con le linee guida attualmente in uso nella Comunità Europea, per gli operatori del settore crocieristico, ovvero un'area dell'offerta turistica in cui oggigiorno la gestione dei rifiuti presenta rilevanti margini di azione e miglioramento.

## Ringraziamenti

Questo lavoro è stato parzialmente finanziato dal programma LIFE+ Environment Policy and Governance della Commissione Europea attraverso il progetto SUSTAINABLE CRUISE - Prototypes and approaches for raising the waste hierarchy on board and certifying it. Il contenuto del lavoro riflette esclusivamente il punto di vista degli autori, la Commissione Europea non è responsabile per alcun utilizzo delle informazioni qui contenute. Gli autori desiderano qui ringraziare i partner del progetto.

## 5. Bibliografia

Bluewater Network 2000. Petition to US Environmental Protection Agency. San Francisco, USA.

Butt, N 2007, 'The impact of cruise ship generated waste on home ports and ports of call: A study of Southampton', Marine Policy, vol. 31, pp. 591-598.

EU 2008, DIRETTIVA 2008/98/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 19 novembre 2008 relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive, viewed 10 Nov 2012, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:IT:PDF>.

The International EPD Cooperation (IEC) 2008. Supporting Annexes for Environmental Product Declarations, viewed 10 Nov 2012, <http://www.environdec.com/documents/pdf/EPD_annexes_080229.pdf>.

Herz, M 2002, Cruise control. A report on how cruise ships affect the marine environment on behalf of The Ocean Conservancy, Washington DC, USA.

Johnson, D 2002, 'Environmentally sustainable cruise tourism: a reality check', Marine Policy, vol. 26, pp. 261-270.

IMO (International Maritime Organization) 1973. International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL). Adoption: 1973 (Convention), 1978 (1978 Protocol), 1997 (Protocol - Annex VI); Entry into force: 2 October 1983 (Annexes I and II), viewed 10 Nov 2012, <http://www.imo.org/About/Conventions/listofconventions/pages/international-convention-for-the-prevention-of-pollution-from-ships-(marpol).aspx>.

OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) 1972, Recommendation of the Council on Guiding Principles Concerning International Economic Aspects of Environmental Policies. Recommendation C(72)128, viewed 10 Nov 2012, http://acts.oecd.org/Instruments/ShowInstrumentView.aspx?InstrumentID=4&InstrumentPID=255&Lang=en&Book=False.

PRé Consultants, SimaPro 7.3, viewed 10 Nov 2012, <http://www.pre.nl>.

Sweeting, JEN, Wayne, SL 2003, 'A shifting tide. Environmental challenges and cruise industry responses', Interim Summary Report from the Centre for Environmental Leadership in Business. Conservation International, Washington DC, USA.

UNEP 2002, Industry as a partner for sustainable development: tourism. A report prepared by World Tourism Council, International Hotel and Restaurant Association, International Federation of Tour Operators and the International Council of Cruise Lines, United Kingdom.

WCED, Rapporto Bruntland 1987, viewed 10 Nov 2012, <http://www.un-documents.net>.

# PREMIO GIOVANI RICERCATORI

# 1° CLASSIFICATO: How to calculate the characterisation factor for nanoparticle? A case study on n–$TiO_2$

Beatrice Salieri[1], Stig Irving Olsen[2], Serena Righi[1]
[1]Interdepartmental Research Centre for Environmental Sciences, C.I.R.S.A.,
University of Bologna, Via S. Alberto 163, 48123 Ravenna, Italy.
[2]Department of Management Engineering (DTU-MAN), Quantitative Sustainability Section (QSA)
Technical University of Denmark, 2800 Lyngby, Denmark
E-mail contact: beatrice.salieri2@unibo.it

Keywords: LCIA, Exposure-effect assessment, ENPs

**Abstract**

*LCA has been addressed as a systematic tool to determine the environmental impact of nanotechnology product's at several stages of their life cycle. It is also recognized as a powerful tool to compare nanoproducts with conventional products.* In spite of this only a few LCA studies on nanotechnology have been published to date and, even fewer assess the human and ecotoxicological impacts. Currently, the knowledge gaps in the field of risk assessment of nanotechnology are reflected in LCA, where characterisation factors (CFs) for toxic impact categories are missing. The determination of characterisation factors requires the knowledge of the environmental fate of a substance and its toxicity. Thus, the assessment of the environmental performance of nanoproducts requires in the first place, the development of CFs.

## 1. Introduction

The advent of nanotechnology is considered the greatest innovation since the beginning of industrial engineering (Som et al., 2010). In the last decade nanotechnology has been applied in several industrial sectors and it seems to offer improved performances and functionalities, replacing chemical hazardous substances. However numerous uncertainties on their potential impacts on human and environmental health have still to be clarified. Thus, the assessment of the potential impacts of nanomaterials is an imperative to better understand the real benefits of nanoproducts. According to the report "Nanotechnology and Life Cycle assessment: a systems approach to nanotechnology and the Environment" an assessment tool such as LCA can help to determine the environmental impacts of nanoproducts and nanomaterials. Commonly nanomaterials are based on engineered nanoparticles (ENPs) as well they can be applied as main product in several sectors: cosmetic, medicine and drugs, optical engineering, energy, nano fabrics, bio-engineering etc. With the term "nanoparticles" we refer to materials with all three dimension between 1 and 100 nm in size (Lead, 2010). The term ENPs is reffered to manufactured materials and among them, five types can be distinguished: Metal oxides ($TiO_2$, ZnO ect.), carbon based products (carbon nanotubes), metals (gold and silver NPs), quantum dots (semiconductor nanocrystal) and dendrimes (multifunctional polymers). In the last decade an increasing interest has been posed on the nanoparticles due to their novel physicochemical properties ( small size, chemical composition, surface structure, solubility, shape, aggregation) that differ from those of the bulk material (Nel et al., 2006). Particular attention has been posed on freshwater ecosystems that seem to be especially affected by the release of nanoparticles (Lovern and Kapler, 2006).

To date, little is known about their fate and behaviour in freshwater ecosystems and their toxic effects for aquatic organisms. It is hence difficult to set environmental quality standards and guidelines and to perfom environment hazard assessment for ENPs (Crane et al.,2008). Within the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) for the no-toxic impact categories (e.g. Climate change), no special difficulties in the assessment of nanoproducts can be foreseen. On the other hand, for toxic impact categories, the current knowledge on the toxicity of ENPs and on their environmental fate and behaviour, may not be sufficient for a representative characterization of nanoproducts.

The present research is focused on the third phase of the LCA methodology (Life Cycle Impact Assessment) with the aim of presenting the possibilities of CF calculation/estimation for metal oxide nanoparticles (as n-$TiO_2$), for the impact category of freshwater ecotoxicity. The framework proposed is based on the USEtox model.

## 2. LCIA Framework

The Life Cycle Impact Assessment translates the inventory results (emissions) into potential contributions to a wide range of environmental impacts: climate change, eutrophication, human health and ecotoxicity etc.
The potential impacts are expressed in terms of Impact Score (IS), which allow expressing the results in a common unit for all impact categories. The Impact Score is calculated as the product of the mass of the substance emitted (x) to the environment (i) and the characterization factor (CF). The characterization factor is a quantitative representation of the importance of the interventions; it is substance-specific and expressed per unit emission. The CFs are calculated by characterization models which convert the results of the LCI phase to a common unit of the category indicator allowing their aggregation into a single impact category. With respect to the toxic impact category, a characterisation model such as USEtox, aims to describe and quantify the environmental pathways of a substance (its environmental fate, the environmental exposure, and its toxic effects). For the impact category of freshwater ecotoxicity, the characterisation factor is calculated as the product of three factors: the Fate Factor ($FF_w$ [day], which describes persistence of the substance in freshwater), the Effect Factor ($EF_w$ [PAF $m^3$ $kg^{-1}$] representing the toxicological effect of the substance), and the Exposure Factor ($XF_w$, [-] quantified as the dissolved fraction of the substance) (Rosenbaum et al., 2008). The fate of a substance is inferred by means of mathematical models (fate and transport models, such as multimedia and multipathway model), where the environmental processes (transformation, degradation, advection, ect.) are taken into account. These models provide a simplified representation of reality: the environmental compartments (air, soil, water) are described as homogenous “boxes” in which the substance can transfer from one compartment to another (e.g. advection), from one scale to another (from continental scale to global scale) or undergo transformation (for example, by biodegradation). The evaluation of the environmental fate and transport of a pollutant in the environment requires information about 1) the physical-chemical properties of the chemical and, 2) of the chemical-physical properties of the environmental compartment (soil, water, air). Based on this principle, USEtox model is defined as a nested-multimedia model where, environmental processes (as inter-media transport, advective process, sorption, convention processes bio/degradation, biotransformation of the substance) are accounted for.

## 3. The environmental exposure of ENPs

With the maturation of environmental sciences and the increasing understanding of environmental processes, the multimedia models applied to calculate the fate and the exposure of a chemical have been largely applied in risk assessment methodology as well as in LCIA. In contrast to the LCA of organic substances, the environmental impact assessment of ENPs is still in its infancy. In spite of this, its development appears as critical due to:

1) the lack of knowledge on ENP’s properties that might affect the environmental behaviour and transport among the environmental compartments;

2) the lack of models to assess the realistic concentration ranges of ENPs in the environmental (Nam and Lead, 2010).

The evaluation of the fate and behaviour of an organic substance in the environment is based on its chemical-physical properties, such as the vapour pressure and solubility, that are not applicable to nanoparticles/nanomaterial (Mueller and Nowack, 2008). Due to their particular chemical and physical properties (size, structure, surface modification and functionalization) of the ENPs, the classic approach and the available data with inorganic and organic chemicals may be inappropriate for ENPs (Mackay et al., 2006).
The environmental processes (dissolution, aggregation, sedimentation) and the physical-chemical properties that affect the environmental behaviour of the ENPs, are still issues to be fully understood. However, empirical studies show that the environmental chemistry of ENPs share similarities with colloidal chemistry and metal chemistry (Gottschalk et al., 2010; Arvidsson et al., 2011). Thus, in contrast to organic substance for which the environmental processes such as the degradation or absorption are described by portioning coefficient ($k_{deg}$, $k_{ow}$), for ENPs these processes are better described by kinetic constants that account for the aggregation processes. For example, the aggregation process is caused by the collision between ENPs and the suspended particulate matter (SPM), where the collision events are described by kinetic equations derived from the colloidal science. In the last couple of years, a framework to assess the environmental exposure of ENPs has been developed (Praetorius et al., 2012; Quick et al., 2011). Recently, environmental models have been developed with the aim to describe the fate and distribution of ENPs in the environment focusing on aggregation, dissolution and sedimentation, processes described by kinetic equations derived from the colloidal science (Arvidsson et al., 2011; Praetorius et al., 2012; Quick et al., 2011;). The main challenge is to assign a value to the pseudo- first order rate constants representing the removal processes of advection, volatilization, dissolution and sedimentation ($s^{-1}$). Following this approach, we propose a framework to calculate the CF for freshwater ecosystem.

| **Processes** | **Organic substance** | **Chemical property/ portioning coefficient** | **Nanoparticles** | **Chemical property** |
|---|---|---|---|---|
| Transformation and degradation | Degradation | Half-life time ($\tau_{1/2}$) | Transformation: Aggregation Dissolution | $K_{agg} = \alpha * Kcoll$ $K_{diss}$ |
| Interaction with SPM, pollutants | Adsorption Absorption: | Sorption coefficient $K_d$; Octanol-water partition coefficient $K_{ow}$ $K_{oc}$ | Sorption on contaminant: Best described as aggregation due to the collision event | -Composition, size purity, structure and solution condition; $K_{agg} = \alpha * Kcoll$ |
| Inter media exchange and transport | Volatilization Advection | Vapour pressure $K_{flow}$ | ? Advection | ? Water/air outflow |
| | Aria-water Soil- water | $K_{aw}$ $K_{sw}$ | Soil-water Water-soil | $K_{resusp}$ $K_{sed}$ |

*Table 1. Environmental fate modelling: a comparison between organic substances and ENPs*

## 4. How to calculate a CFw for nano-$TiO_2$?

The calculation of a characterisation factor for ENPs (e.g. n-$TiO_2$) requires the evaluation of the fate, exposure, and effect of the nanoparticles in the in freshwater.

### 4.1. The Fate Factor

Following the USEtox framework, a box model describing the freshwater and sediment compartment has been proposed.
The environmental processes of aggregation, sedimentation, dissolution, sediment burial and resuspension, have been considered. Kinetic equations, as proposed by Praetorius et al. (2012), have been adopted, and kinetic constants for each environmental process have been calculated. The $FF_w$ is represented by the sum of the negative removal processes (dissolution, aggregation, sedimentation, advection) taking place in the freshwater compartment.
The $FF_w$ on the basis of 5 classes (*i*) distribution of n-$TiO_2$ (8-106-204-302-400 nm) in freshwater has been calculated (Table 2). In order to obtain a $FF_w$ representative of the all five size classes, an average weighted $FF_w$ has been calculated.

| **Radius (nm)** | **8** | **106** | **204** | **302** | **400** |
|---|---|---|---|---|---|
| **$FF_{w,i}$** | 8.99E-01 | 6.59E-01 | 5.62E-02 | 7.88E-03 | 1.85E-03 |

*Table 2. The $FF_{w,i}$ for each class of size distribution of nano-$TiO_2$*

| **Radius (nm)** | **Weight** | **$FF_{w,w,\ weighted}$** |
|---|---|---|
| **106** | 0.372 | 2.45E-01 |
| **204** | 0.465 | 2.61E-02 |
| **302** | 0.140 | 1.10E-03 |
| **400** | 0.023 | 4.30E-05 |
| **Sum** | 1 | 2.73E-01 |
| **$FF_w$** | | 6.81E-02 |

*Table 3: The average weighted FFw*

Thus, an $FF_w$ in the order of $10^{-2}$ is proposed.

### 4.2. The Effect Factor for n-$TiO_2$

In LCIA the Effect Factor (EF) expresses the ability of a substance to cause toxic effect; the toxicity of a substance is evaluated on the basis of laboratory tests performed on several species of different trophic levels.
Within the USEtox, and for the impact category of freshwater ecotoxicity, the evaluation of the Effect Factor follows the approach based on the Potentially Affected Fraction (PAF) of species which may be described as the fraction of species in a generic ecosystem/community expected to be potentially affected above its no-effect level (Larsen and Hauschild, 2007).
The effect factor (EF) is calculated following Henderson et al. (2011) as:

$$EF = \frac{0.5}{HC50_{EC50}} \quad (3)$$

where, $HC50_{EC50}$ is the geometric mean of the EC50 values calculated on the species levels and derived from at least three different trophic levels: Crustacean, Algae and Fish;

the value 0.5 derives from the PAF curve corresponding to the $HC50_{EC50}$ value, which indicates that the 50% of species are potentially affected (Henderson et al., 2011).
An extensive bibliographic survey has been performed on studies performing tests of toxicity of n-$TiO_2$ on organisms belonging to the three trophic levels.
A high variability among the EC50 values for all the three trophic levels has been observed in the available literature. Several parameters could influence the toxicity test results such as: the testing procedure, the type of n-$TiO_2$ tested and the exposure mode (Menard et al., 2010).
Based on this survey it can be concluded that the evaluation of the concentrations of effect (e.g. EC50) is influenced by the treatment of the sample to test, by the testing method followed, and by the lack of engineered nanoparticles of reference. In order to increase the corroboration of the EC50 values applied in the EF's calculation, criteria to choose the EC50 values have been proposed and applied. The EF has been calculated following the USEtox's framework but due to the unequal distribution of the EC50 values among the trophic levels (the taxon fish has only one EC50 value), the $HC50_{EC50}$ as the geometric mean on the trophic level has been applied.
An $EF_w$ of 28 (PAF $m^3$ $kg^{-1}$) is proposed.
However, it cannot be overlooked that within the EF calculation its all the toxicity tests that reported an EC50 higher than the highest concentration test has been avoided. This might result into an underestimation of the toxic effect.

### 4.3. The characterisation factor for nano-$TiO_2$

In the USEtox model the characterisation factor CFw for freshwater impact category is calculated as:

$$CF_w\,(\text{PAF day } m^3\ kg^{-1}) = FF_w\,(\text{day}) \times XF_w\,(-) \times EF_w\,(\text{PAF } m^3\ kg^{-1})$$

Thus, substituting the FF and EF with the proposed values, and following a conservative approach which assumes a completely bioavailability of nano-$TiO_2$ to aquatic organism (XF is set to be equal to 1), a $CF_W$ of 0.28 (PAF day $m^3$ $kg^{-1}$) is proposed.

## 5. Conclusion

No characterisation factors for metal oxide ENPs are currently available. This is due to the lack of characterisation models, as consequence of the scarce knowledge on the toxicity of ENPs, and the lack of environmental models for ENPs. The evaluation of the FF is still critical, due to the lack of knowledge on the environmental fate and behaviour of metal oxide nanoparticles. The environmental fate models usually applied in LCIA need to be adapted to take into account the specific behaviour of ENPs (e.g. aggregation and dissolution), and to be implemented with an approach based on the colloidal science. On the basis of the USEtox framework, and on the principles of the colloidal science, a framework to calculate the fate factor of ENPs has been suggested. To do so, the mathematical model behind the derivation of the fate factor in USEtox has been modified incorporating the kinetic equations describing environmental fate processes such as aggregation and sedimentation.

The conceptual framework adopted by the characterisation models for the evaluation of the effect factor can be applied for this new class of contaminants. However, the calculation of EF is still controversial due to the lack of data on the toxicity of the ENPs. In fact, while novel physicochemical properties of ENPs are increasingly being described, little is known on their interactions with aquatic organisms (Baun et al., 2008).

The bibliographic survey highlighted a high variability of the EC50 among the three trophic levels and a low number of toxicity studies on organisms representative of the highest trophic level.

Criteria were suggested to select input data for the effect factor calculation, providing an EF estimation of 28 (PAF $m^3$ $kg^{-1}$). The assessment of toxic impact within aquatic environment should be also focused on the sediment compartment that seems to be affected by the sedimentation of metal oxide nanoparticles. Thus, the characterisation models such as the USEtox model should include the environmental media of "sediment".

## 6. References


Arvidsson, R, Molander, S, Sandén, BA 2011, 'Challenges in Exposure Modeling of Nanoparticles in Aquatic Environments', Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, vol.17 no.1, pp. 245-262.

Baun, A, Hartmann, NB, Grieger, K, et al. 2008, 'Ecotoxicity of engineered nanoparticles to aquatic invertebrates a brief review and recommendations for future toxicity testing', Ecotoxicology, vol.17, pp.387-395.

Crane, M, Handy, R, Garrod, J, et al., 2008, 'Ecotoxicity test methods and environmental hazard assessment for engineered nanoparticles', Ecotoxicology, vol.17, no. 5, pp. 421-37

Gottschalk, F, Scholz, RW, Norwack, B 2010, 'Probabilistic material flow modeling for assessing the environmental exposure to compounds: Methodology and an application to engineered nano-TiO2 particles', Environmental Modelling and Software, vol. 25, pp.320-332.

Henderson AD, Hauschild M, Dik van de Meent et al., 2011, 'USEtox fate and ecotoxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties', International Journal of Life Cycle Assessment, vol.16, no.8, pp 710-727

Larsen, HF, Hauschild, M 2007, 'Evaluation of ecotoxicity effect indicators for use in LCIA', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 12, no.1, pp. 24-33.

Lead, JR 2001, 'Manufactured nanoparticles in the environment', Environmental Chemistry, vol. 7, pp.1–2.

Lovern, SB, Klaper, R 2006, 'Daphnia magna mortality when exposed to titianium dioxide and fullerene (C60) nanoparticles', Environmental Toxicology and Chemistry, vol.25, no.4, pp. 1132-1137.

Mackay, CE, Johns, M, Salatas, JH, et al., 2006, 'Stochastic probability modeling to predict the environmental stability of nanoparticles in aqueous suspension', Integrated Environmental Assessment and Management, vol.2, no.3, pp. 293–298.

Menard A, Drobne D, Jemec A 2010, 'Ecotoxicity of nanosized TiO2. Review of in vivo data', Environmental Pollution, vol.159, no.3, pp. 677-84.

Mueller N, Nowack B 2008, 'Exposure modeling of Engineered nanoparticles in the environment', Environmental Science and Technology, vol.42, no.12, pp. 447-4453.

Nam, YJ, Lead, JR 2008, 'Manufactured nanoparticles: an overview of their chemistry, interaction and potential environmental implications', Science of the Total Environment, vol. 400, pp.396-414.

Nel, A, Xia, T, Madler, Lutz, et al., 2006, 'Toxic potential of materials at the nanolevel', Science, vol. 311, pp. 622-627.

Praetorius, A, Scheringer, M, Hungerbuhler, K 2012, 'Development of environmental fate models for engineered nanoparticles-a case study of TiO2 nanoparticles in the Rhine River', Environmental Science and Technology, vol. 46, no.12 , pp. 6705-6713.

Quick JT, Vonk JA, Hossen SF. et al., 2011, 'How to assess exposure of aquatic organism to manufactured nanoparticles?', Environment International, vol.37, pp.1068-1077.

Rosenbaum, RK, Bachmann, TM, Gold, LS, Huijbregts, MJ 2008, 'USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterization factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 13, no. 7, pp. 532-546.

Som, C, Berges, M, Chaudhry, Q, Dusinska, M, Fernandes, TF, Olsen SI, Nowack B 2010, 'The importance of life cycle concepts for the development of safe nanoproducts', Toxicology, vol. 269, pp.160-169.

# 2° CLASSIFICATO: L´indicatore di inventario Non Renewable Fossil Cumulative Energy Demand come strumento a supporto del processo decisionale in ambito LCA

Monia Niero[1,*]
[1]CESQA, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Universitá degli Studi di Padova
[*]Attuale affiliazione: Department of Chemical and Biochemical Engineering, Danish Technical University
monni@kt.dtu.dk

## Abstract

*Per accrescere l´utilizzo della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) nella pratica industriale è necessario favorire lo sviluppo di metodologie semplificate che possano essere facilmente applicate dalle aziende. Nella presente ricerca è stato considerato un caso studio singolo nel settore dei pallet in legno, nel quale è stata testata una metodologia basata sull´utilizzo combinato dell´indicatore di inventario Non Renewable Fossil Cumulative Energy Demand (NRFCED) e di una procedura per la quantificazione dell´incertezza. Tale metodologia è stata utilizzata per: (1) identificare gli hot-spot ambientali nel ciclo di vita di un singolo pallet in legno, (2) confrontare due prodotti ottenuti secondo diversi procedimenti produttivi ed (3) effettuare una stima sulle prestazioni ambientali di prodotti in fase di progettazione.*

## 1. Introduzione

A partire dalle prime applicazioni alla fine degli anni Settanta, la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) si è via via diffusa come un efficace strumento di gestione ambientale ed è diventata al giorno d'oggi un metodo consolidato per quantificare gli impatti ambientali di prodotti e processi a livello industriale (Finnveden et al., 2009). Nonostante la popolarità raggiunta e le iniziative volte a codificarla (ISO 2006a,b) e le attivitá di armonizzazione promosse a livello europeo (EC-JRC, 2010), la metodologia LCA è ancora in fase di sviluppo e ci sono numerosi aspetti metodologici che sono ampiamente discussi in letteratura (Finnveden et al., 2009, Reap et al., 2008a,b).

L´LCA costituisce un ambito di ricerca ma allo stesso tempo rappresenta un mercato in crescente espansione. Sebbene gli obiettivi dell´LCA in ambito industriale e accademico siano differenti, tuttavia si basano sulla necessitá di avere a disposizione una metodologia scientifica applicabile ed affidabile, ed allo stesso tempo casi studio pratici che consentano di validare tale metodologia (Baitz et al., 2012).

L´esistenza di limiti metodologici, quali l´esistenza di diverse procedure per modellare il sistema oggetto dello studio o l´incertezza insita nella definizione dei confini del sistema, costituisce un ostacolo per la diffusione dell´LCA nella pratica commerciale, e di conseguenza la sua integrazione nel processo decisionale in passato non è stata cosí diffusa come ci si sarebbe potuto auspicare. Dall´analisi della letteratura si possono individuare tre strategie volte a superare i limiti metodologici ed applicativi dell´LCA (Jeswani et al., 2008, Zamagni et al., 2010):

1. approfondire l´attuale metodologia cosí come definita dagli standard ISO 14040 (ISO, 2006a,b) allo scopo di migliorarne l´applicabilitá;
2. combinare la metodologia LCA con altri strumenti di gestione ambientale (ad esempio Environmental Risk Assessment, Multi Criteria Decision Analysis) così da cogliere gli aspetti di complessità che attualmente non è possibile caratterizzare;
3. estendere le valutazioni verso la logica della sostenibilità (Life Cycle Sustainability Analysis), includendo anche gli aspetti economici e sociali (Klöppfer, 2008).

Con riferimento alle applicazioni dell´LCA in ambito industriale, un aspetto prioritario è dato dalla necessitá di migliorare l´applicabilitá della metodologia. Da un´analisi condotta nell´ambito del progetto europeo CALCAS, intervistando diversi gruppi di stakeholders e chiedendo loro di identificare le prioritá di ricerca in relazione alla metodologia LCA, è emerso inoltre come per il settore business vi sia la necessitá di aumentare validitá e credibilitá dei metodi semplificati che si basano su una analisi del ciclo di vita (Zamagni et al., 2012).

Sebbene siano state sviluppate un considerevole numero di tecniche semplificate di LCA, basate su approcci di tipo qualitativo, quantitativo e semiquantitativo (Pesonen, Horn, 2012), in grado di rispondere rapidamente alle esigenze delle aziende, occorre tener presente come tali valutazioni non possano prescindere dalla necessitá di affiancare valutazioni sull´affidabilitá dei risultati degli studi LCA. Le principali esigenze delle aziende che si apprestano ad utilizzare la metodologia LCA si identificano infatti in due aspetti: da un lato è richiesto lo sviluppo di tecniche che consentano di intervenire sull'affidabilità dei risultati dell'LCA e dall'altro risulta determinante la definizione di soluzioni che mirino ad aumentare l'applicabilità della metodologia (Niero, 2013).

La presente ricerca si focalizza su queste due esigenze, con l'obiettivo di fornire una soluzione pratica alle aziende che intendono integrare l´utilizzo dell´LCA nella pratica industriale. La ricerca, nella sua versione integrale, è stata strutturata attraverso la conduzione di casi studio multipli, applicando la metodologia LCA a vari settori produttivi, sia a livello di prodotto (carta tessuto, imballaggi per bevande, pallet in legno), che di processo (agroalimentare e depurazione delle acque) (Niero, 2013). Nel presente articolo vengono presentati i risultati di un caso studio singolo nel settore degli imballaggi terziari, con riferimento ad un´azienda italiana produttrice di pallet in legno.

Gli obiettivi del presente lavoro consistono nel valutare se l´adozione di una tecnica semplificata, basata sull´utilizzo dell´indicatore di inventario *Non-Renewable Fossil Cumulative Energy Demand* (NRFCED) compendiata da una valutazione di incertezza, puó essere valida nell´ambito della produzione di pallet in legno: (i) per identificare le fasi del ciclo di vita maggiormente impattanti per un singolo prodotto (*hot spot analysis*), (ii) per decidere qual´è l´alternativa con il minore impatto qualora due opzioni vengano messe a confronto (*benchmarking*), ed infine (iii) per stimare gli impatti ambientali di un prodotto in fase di sviluppo (*ecodesign*).

## 2. Materiali e metodi

### 2.1. Definizione dell´approccio metodologico

In riferimento al settore del packaging, esistono due recenti ricerche che forniscono una guida per la scelta delle categorie di impatto maggiormente rilevanti nel settore degli imballaggi (GreenBlue 2009, Consumer Goods Forum 2011). In esse, particolare enfasi viene fornita alla misura dell´aspetto energetico, dal momento che questo aspetto è strettamente correlato ad altri impatti ambientali (GreenBlue 2009).

L'utilizzo di alcuni indicatori, come il potenziale di riscaldamento globale, gli effetti sulle vie respiratorie, il potenziale di acidificazione, la diminuzione di risorse non rinnovabili, viene suggerito qualora il processo produttivo preveda l´impiego di energia da fonti fossili (Consumer Goods Forum, 2011). Ció è dovuto al fatto che l´estrazione e l´uso di risorse per la produzione di energia costituiscono uno dei principali contributi per un ampio spettro di categorie di impatto ambientale.

Questo è il motivo per cui storicamente l´indicatore di inventario fossil CED (Frischknecht, Jungbluth 2007) è stato utilizzato come indicatore *proxy* per altre categorie di impatto in studi di LCA semplificati e la sua efficacia come indicatore per valutare le prestazioni ambientali dei prodotti è stata provata in diversi settori: produzione di energia e di materiali, trasporti, trattamento dei rifiuti (Huijbregts et al. 2006) ed imballaggi per il latte (Scipioni et al., 2013).

Altri aspetti identificati come significativi da coloro che operano in abito LCA sono relativi alla necessitá di aumentare la trasparenza dei modelli utilizzati e di definire opportune strategie per comunicare i risultati (Zamagni et al., 2012). Tali esigenze si sovrappongono con alcune delle linee di ricerca identificate dalla comunitá scientifica come prioritarie, quali la necessitá di sviluppare linee guida che supportino nell´analisi di incertezza (Lyod, Ries, 2007). Per questo motivo la definizione di approcci semplificati non puó prescindere dalla quantificazione dell´incertezza associata alla valutazione del ciclo di vita. Una procedura per la quantificazione dell´incertezza associata alla fase di inventario e basata su un approccio misto qualitativo e stocastico quantitativo è stata proposta da Niero et al. (2010) ed applicata al settore agroalimentare.

Dall´uso combinato dei metodi sopra descritti (Frischknecht, Jungbluth, 2007, Niero et al., 2010) è stato possibile individuare una metodologia per supportare le aziende nell´utilizzo dell´LCA in riferimento alle principali applicazioni industriali: miglioramento di prodotto (hot spot analysis), confronto fra prodotti (benchmarking) e sviluppo di nuovi prodotti (ecodesign), secondo lo schema di Figura 1.

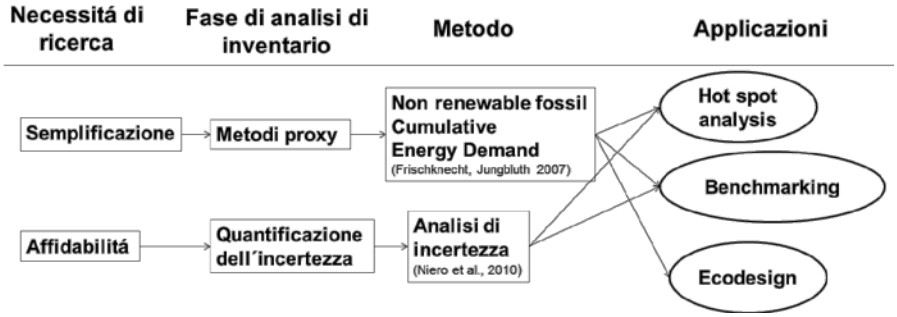



*Figura 1. Relazione tra necessità di ricerca e metodologie applicative per LCA semplificate*

## 2.2. Caso studio pallet in legno

Lo studio di LCA è stato condotto in accordo alle norme della serie ISO 14040 (ISO 2006a,b). Oggetto dello studio è un pallet standard a perdere che rientra nella categoria dei pallet non reversibili a blocchetti a quattro vie. Poiché la funzione del pallet è relativa al supporto ed alla movimentazione di un carico generico, l'unità funzionale scelta è una singola unità di prodotto. In particolare, il pallet considerato presenta le seguenti caratteristiche: 5 tavole superiori e 3 tavole inferiori, entrambe di dimensioni 1200 x 70 x 16 mm; 3 traverse 800 x 70 x 16 mm; 9 tappi 70 x 70 x 75 mm; 18 chiodi elicoidali; 18 chiodi elicoidali senza punta; 24 chiodi lisci.

Le unitá di processo incluse all´interno dei confini del sistema sono riportate in Figura 2, con indicazione delle principali fasi del ciclo di vita. Questo prodotto è stato confrontato con un analogo pallet, nel cui processo produttivo viene esclusa la fase di trattamento ad alta temperatura. Quest´ultima tipologia di pallet viene generalmente destinata al mercato italiano, dal momento che il mercato estero richiede il trattamento ad alta temperatura, in accordo allo standard ISPM 15. I dati relativi al fine vita fanno riferimento alla situazione media italiana in accordo con quanto definito in Rilegno (2010): 37% discarica, 60% riciclo, 3% incenerimento con recupero energetico.

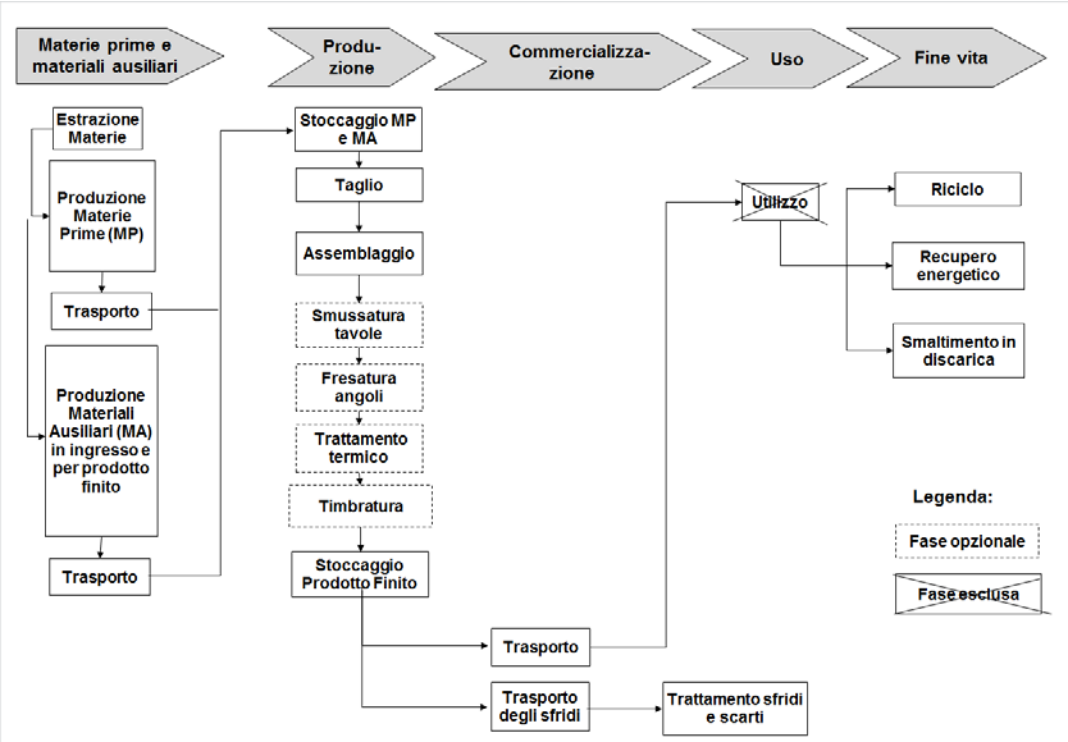



*Figura 2. definizione dei confini del sistema per il pallet non reversibile a 4 vie*

Nella modellazione del riciclo del prodotto finito e degli scarti è stato adottato l´approccio di espansione dei confini del sistema, considerando le efficienze di selezione e sostituzione in accordo con Rigamonti et al. (2009) e Rigamonti e Grosso (2009).

La quantificazione degli impatti ambientali è stata condotta con Recipe 2008 (Goedkoop et al. 2009), uno dei metodi di valutazione degli impatti raccomandati nel settore degli imballaggi (Consumer Goods Forum 2011). I risultati ottenuti sono stati confrontati con quelli ottenuti utilizzando l´indicatore di inventario NRFCED in riferimento alle categorie di impatto connesse con l´utilizzo di combustibili fossili: *fossil depletion (FD), climate change (CC), particulate matter formation (PMF)* e *terrestrial acidification* (TA) (GreenBlue 2009). Tale confronto è stato eseguito con riferimento alle prime due applicazioni analizzate, hotspot analysis e benchmarking. Per la hotspot analysis è stata utilizzata un´analisi di contributo (Dreyer et al., 2003), mentre per testare la robustezza dei risultati dell´LCA comparativo è stata applicata la procedura per l´analisi di incertezza definita in Niero et al., (2010). Per la terza applicazione, ovvero lo sviluppo di nuovi prodotti, i risultati ottenuti dall´indicatore NRFCED sono stati regrediti linearmente in riferimento al trasporto del legno espresso in tkm, per una selezione di 12 pallet realizzati dall´azienda secondo la metodologia proposta da Dick et al. (2004).

## 3. Risultati e discussione

### 3.1. Hot spot analysis

I risultati dell´analisi hot spot sono riportati in Figura 3, che presenta i risultati dell´analisi di contributo per l´indicatore NRFCED e le categorie di impatto selezionale. Il confronto tra i diversi indicatori mostra come ci sia accordo nel definire la fase di estrazione e trasporto del legno come la fase del ciclo di vita maggiornemente impattante. Da osservare come per NRFCED, cosí come per *fossil depletion*, il contributo del fine vita sia superiore rispetto alle altre categorie, grazie agli impatti evitati derivanti dall´utilizzo di fonti fossili.

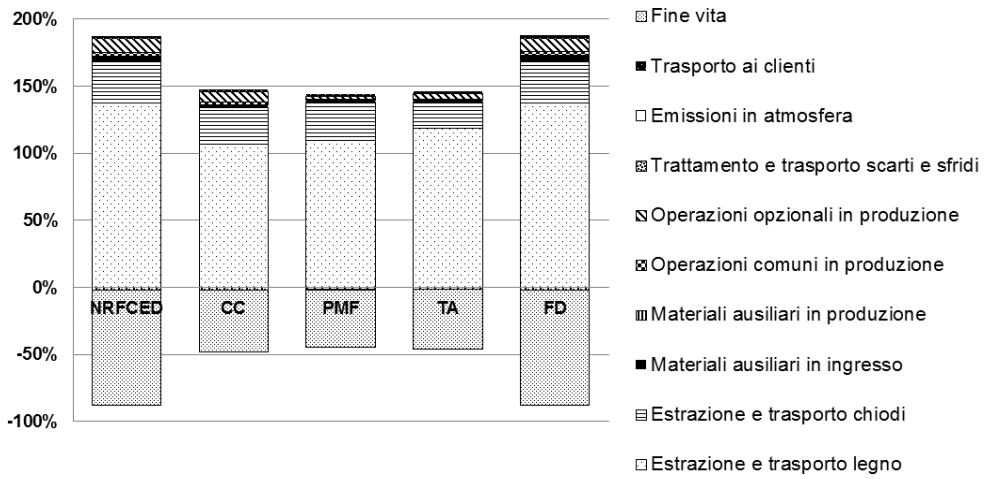



*Figura 3. Risultati dell´analisi di contributo per il pallet non reversibile a 4 vie*

### 3.2. Benchmarking

In Figura 4 sono riportati in termini percentuali i risultati dell´LCA comparativo tra il pallet non reversibile a 4 vie con e senza trattamento termico. I risultati ottenuti dal NRFCED sono confermati da tutte le categorie di impatto considerate: il prodotto senza trattamento termico presenta i minori impatti ambientali. Considerando come valore di riferimento il valore fornito dal NRFCED è possibile vedere come ci siano delle deviazioni, minime per la categorie *fossil depletion* e massime per *particulate matter formation*, confermando quanto ottenuto da Scipioni et al. (2013) nell´ambito degli imballaggi per il latte.

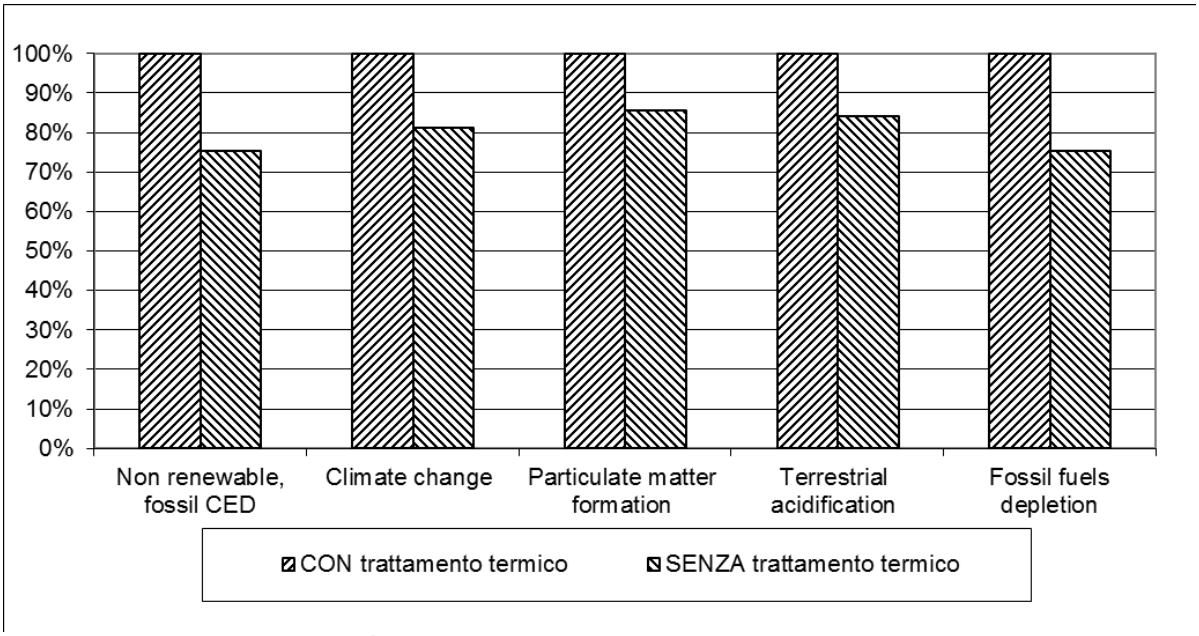



*Figura 4. Risultati dell´LCA comparativo tra il pallet con e senza trattamento termico*

### 3.3. Ecodesign

In Figura 5 sono riportati i risultati della regressione lineare ottenuta calcolando il valore del NRFCED vs il trasporto del legno espresso in tkm. E´ possibile osservare come il coefficiente di determinazione $R^2$ abbia un valore elevato (0.9731), indicando che il regressore (trasporto del legno) predice con buona approssimazione il valore dell'indicatore (NRFCED). Da tale correlazione, una volta noto il valore della massa di legno del pallet e della distanza percorsa è possibile avere una stima approssimativa del

valore di NRFCED per un pallet in fase di realizzazione, consentendo all´azienda di ottenere un´indicazione di massima delle prestazioni energetiche dei propri prodotti.

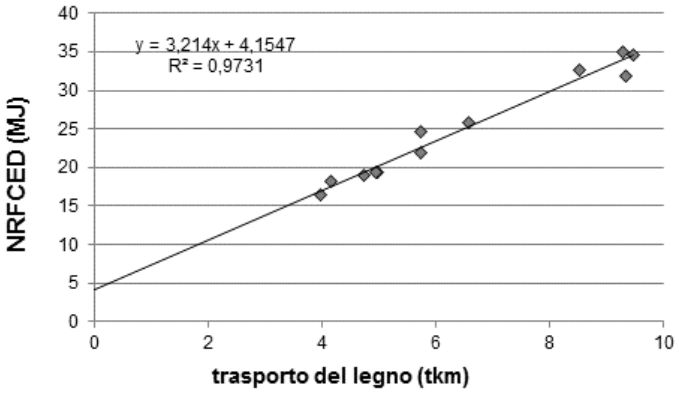



*Figura 5. Regressione lineare per NRFCED e trasporto del legno.*

## 4. Conclusioni

Dal momento che l´utilizzo della metodologia LCA in ambito industriale è sempre piú diffusa, diventa importante definire delle metodologie semplificate per aumentare la sua applicabilitá nelle aziende. Poiché la realizzazione di uno studio LCA richiede notevoli sforzi per la fase di raccolta dati, la presente ricerca ha sviluppato e testato, con riferimento al settore dei pallet in legno, una metodologia che consente di supportare nell´applicazione dell´LCA, attraverso l´uso combinato di un indicatore *proxy* di inventario quale il NRFCED e di una procedura semplificata per l´analisi di incertezza. A differenza di quanto ottenuto nel settore degli imballaggi per il latte (Scipioni et al., 2013), l´utilizzo del NRFCED si è dimostrato utile prima di procedere con la realizzazione di uno studio completo di LCA, sia nel caso in cui si vogliano determinare le fasi del ciclo di vita maggiormente impattanti, sia per il confronto tra diversi prodotti, che infine nella stima degli impatti ambientali di nuovi prodotti. Occorre tuttavia rendere consepevoli le aziende che i risultati di un LCA di screening non possono essere utilizzati qualora siano destinati ad una asserzione comparativa destinata al pubblico. Le prospettive future di ricerca devono inoltre mirare alla definizione di procedure per facilitare la fase di valutazione degli impatti, nonché testare l´efficacia di altri metodi semplificati basati su un approccio di ciclo di vita, tenendo conto delle tre caratteristiche primarie richieste alle applicazioni dell´LCA, ovvero affidabilitá, applicabilitá e quantitativitá (Baitz et al., 2012).

## 5. Bibliografia

Baitz, M, Albrecht, S, Brauner, E, Broadbent, C, Castellan, G, Conrath, P, Fava, J, Finkbeiner, M, Fischer, M, Fullana i Palmer, P, Krinke, S, Leroy, C, Loebel, O, McKeown, P, Mersiowsky, I, Möginger, B, Pfaadt, M, Rebitzer, G, Rother, E, Ruhland, K, Schanssema, A, Tikana, L 2013, ´LCA's theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony?´, International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 18 pp.5-13.

Consumer Goods Forum, 2011. Global Protocol on Packaging Sustainability 2.0, Unpublished document. Viewed 10 April 2013 http://globalpackaging.mycgforum.com/allfiles/GPPS_2.pdf

Dick, M, Dewulf, W, Birkhofer, H, Duflou, J, 2004 ´Estimating the environmental impacts of similar products´, in: Proceedings of International Design Conference, Dubrovnik, Croatia. May 18 - 21, 2004.

Dreyer, LC, Niemann, AL, Hauschild, MZ 2003, ´Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99: does it matter which you choose´, International Journal of Life Cycle Assessment vol. 8, pp. 191–200.

EC-JRC, 2010, ILCD Handbook (International Reference Life Cycle Data System Handbook) – General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environmental and Sustainability.

Finnveden, G, Hauschild, MZ, Ekvall, T, Guiné, G, Heijungs, R, Hellweg, S, Koehler, A, Pennington, D, Suh, S 2009, ´Recent developments in Life Cycle Assessment`, Journal of Environmental Management, vol. 91, pp.1–21.

Frischknecht, R, Jungbluth, N 2007, Implementation of life cycle assessment methods. Ecoinvent report No. 3, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, Switzerland.

Goedkoop, M, Heijungs, R, Huijbreghts, M, De Schryver, A, Struijs, J, van Zelm, R, 2009 ´ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level´, First edition. Report I: Characterisation. 6 January 2009. Full report available at http://www.lcia-recipe.net/

GreenBlue, 2009. Sustainable Packaging Indicators and Metrics Framework, Version 1.0, unpublished report, Charlottesville, VA, US. Viewed 10 April 2013 www.greenblue.org

Huijbreghts, MAJ, Rombouts, LJ, Hellweg, S, Frischknecht, R, Hendriks, AJ, van de Meent, D, Ragas, AMJ, Reijnders, L, Struijs, J 2006, ´Is Cumulative Fossil Energy Demand a useful indicator for the environmental performance of products?´, Environmental Science & Technology, vol. 40(3), pp.641-648.

ISO 2006a, ISO 14040: Environmental management, Life cycle assessment – Principle and Framework.

ISO 2006b, ISO 14044: Environmental management, Life cycle assessment – Requirements and Guidelines.

Jeswani, HK, Azapagic, A, Schepelmann, P, Ritthoff, M 2010, ´Options for broadening and deepening the LCA approaches´, Journal of Cleaner Production vol. 18, pp. 120–127.

Kloepffer, W 2008, ´Life Cycle Sustainability Assessment of Products (with Comments by Helias A. Udo de Haes, p.95)´, International Journal of Life Cycle Assessment vol. 13(2), pp.89-95.

Lloyd, SM, Ries, R 2007, ´Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: a survey of quantitative approaches´, Journal of Industrial Ecology vol. 11(1), pp. 161–179.

Niero, M 2013. Solutions to improve the reliability and applicability of Life Cycle Assessment in industries. Tesi di dottorato in Ingegneria Industriale. Universitá degli Studi di Padova.

Niero, M., Scipioni, A, Mazzi, M, Mason, M 2010, ´Il ruolo dell'analisi di incertezza a supporto del processo decisionale negli studi di LCA´, paper presented to Ecomondo 2010, Rimini, Italia, 3-6 Nov.

Pesonen, H-L, Horn, S 2012, ´Evaluating the Sustainability SWOT as a streamlined tool for life cycle sustainability assessment´, International Journal of Life Cycle Assessment DOI 10.1007/s11367-012-0456-1.

Reap, J, Roman, F, Duncan, S, Bras, B 2008a, ´A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis´, International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 13(4), pp.290-300.

Reap, J, Roman, F, Duncan, S, Bras, B 2008b. ´A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2: impact assessment and interpretation´, International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 13(5), pp.374-388.

Rigamonti, L, Grosso, M, Sunseri, MC 2009, ´Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems´, International Journal of Life Cycle Assessment vol. 14 (5), pp. 411-419.

Rigamonti, L, Grosso, M 2010, ´LCA per la valutazione dei benefici associati al riciclo dei materiali separati con la raccolta differenziata´in: Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA "La metodologia LCA: approccio proattivo per le tecnologie ambientali. Casi studio ed esperienze applicative". Padova (Italia), 22 aprile 2010.

Rilegno, 2010, Piano specifico di prevenzione e gestione 2011. Programma pluriennale di prevenzione della produzione di rifiuti di imballaggio. Rilegno – Consorzio Nazionale per la raccolta, il recupero e il riciclaggo degli imballaggi in legno, Cesenatico (Italia), pp. 14-23. available at http://www.rilegno.it

Scipioni, A, Niero, M, Mazzi, A, Manzardo, A, Piubello, S 2013, ´Significance of the use of non-renewable fossil CED as proxy indicator for screening LCA in the beverage packaging sector´, International Journal of Life Cycle Assessment vol. 18, pp. 673–682.

Zamagni, A, Barberio, G, Rigamonti, L, 2010, ´Valutazioni di sostenibilità:´quale ruolo per l'LCA?´, paper presented to Ecomondo 2010, Rimini, Italia, 3-6 Nov.

Zamagni, A, Masoni, P, Buttol, P, Raggi, A, Buonamici, R 2012, ´Finding Life Cycle Assessment Research Direction with the Aid of Meta-Analysis´, Journal of Industrial Ecology, vol.16, pp. S39–S52.

# 3° CLASSIFICATO: Life Cycle-based Embodied (Solar, Tidal and Geothermal) Energy: a new method for assessing natural resources applied to wood biomass species

Elena, Neri
Ecodynamics Group, Department of Environment, Earth and Physical Sciences,
University of Siena, Via A. Moro, 2 – 53100 Siena - Italy
elena.neri@unisi.it

## Abstract

*Several environmental accounting methods exist to evaluate the rate of resources exploitation, but their application rarely refers to the environmental work necessary to produce natural resources. The aim of this research is to advance the characterization of different wood species by using a recently developed Life Cycle-based Embodied Energy approach. It is based on the emergy concept of memorization but it uses Life Cycle Assessment tools and it is applied here for the first time. This method does not fulfill the emergy rules, but the Solar, Geothermal and Tidal sources, necessary to the tree species growth, are independently quantified, keeping them separated and not weighted. This application demonstrates that the new method provides a consistent framework to evaluate the environmental work throughout the formation of wood resources, allowing to improve the eco-centric perspective of LCA by expanding its system boundaries.*

## 1. Introduction

The sustainability of human production processes and territorial systems mostly depends on the availability and the exploitation rate of natural resources. Several environmental accounting methods exist to evaluate the rate of ecosystems resource exploitation and to foster the evaluation of renewability and sustainable use of resources (e.g. Bastianoni et al., 2005; Szargut, 2005; Wackernagel, 2008; Goedkoop et al., 2000; Guinée, 2002; Jolliet, 2003; Hauschild, 2005; Huijbregts et al., 2006; Bosch et al., 2007; Dewulf et al., 2007; Gao, 2009; Baral and Bakshi, 2010; Rugani et al., 2011; Schneider, 2011), but their application rarely refers to the environmental work that is necessary to produce and make available these natural products.

On the one hand, Life Cycle Assessment (LCA) provides a standardized and consistent accounting method, but an explicit and clear evaluation of the Nature effort to resource formation before the human appropriation and a standardized method to assess the contribution of ecosystem goods and services to life cycle techno-sphere processes is still missing (Zhang et al., 2010). Recent attempts are addressed to solve this issue (Curran et al., 2011; LULCIA, 2008-2011; de Baan et al., 2012; Saad et al., 2011; Brandao et al., 2012). Furthermore, with regard to wood species, current LCI databases, e.g. Ecoinvent, U.S. LCI, ELCD (e.g. Weidema, 2011; NREL, 2012; EC, 2008), essentially focus on the amount related to the resource extraction and its valuable properties for human systems, by considering the resource intrinsic energy or exergy value or by assessing its scarcity, disregarding growth and physiological processes of trees (Werner et al., 2007).

On the other hand, the worth of ecosystems has been particularly evaluated through the e*m*ergy evaluation (hereafter EME) method (Odum, 1988, 1996). Emergy (spelled with an '*m*'), provides an estimate of the amount of available energy used in the entire chain of a production system, by incorporating the solar energy previously required to generate a product and/or to support the system and its level of organization (Odum 1988, 1996). Emergy is the memory (Scienceman, 1987) of the (solar) energy that has been used in the past since the solar energy inputs recorded along the supply chain of a certain system, are never lost but "memorized" as energy spent. The emergy content of any kind of good or service is calculated multiplying each input to the system by a corresponding conversion factor called generically Unit Emergy Value (UEV), usually gathered from the literature.

Any sort of standardization process for these values still exists. Additionally, resource-UEVs are quantified starting from the value of the global (solar) annual planetary "baseline" (Odum, 1996), assuming that the geobiosphere generates energy flows and resources as co-products of the same set of natural cycles. Literature provides different baseline values where components (i.e., sun, tide, geo-heat energies) are weighted differently. Assumptions done to calculate the baseline and uncertainty issues behind the emergy calculation rules have been criticized by several authors (e.g. Campbell et al., 2005; Sciubba, 2010; Hau and Bakshi, 2004). An accurate and consistent quantification of the natural resources UEVs is essential to avoid a possible perpetuation of errors downstream in the life cycles of human production processes (Rugani and Benetto, 2012). Accordingly, these latter authors have recently proposed to use a *bottom-up* approach, opposite to the abovementioned *top-down* perspective (i.e. emergy), to reshape the computational framework behind the resource-UEVs calculation.
This new approach, hereafter called Life Cycle-based Embodied (Solar, Tidal and Geothermal) Energy (Neri, 2012), applied here for the first time to wood species formation, independently quantifies the Solar (S), Geothermal (G) and Tidal (T) sources necessary to the natural tree growth, keeping them separated and not weighted (differently from emergy approach). As a sort of bridge between emergy and LCA, the new approach considers a larger scope than LCA, by accounting for the formation of natural resources, while using LCI networks to this aim. Results from the Life Cycle-based Embodied (S, T, G) Energy could be considered as characterization factors of natural resources (and ecosystem services), for Life Cycle Impact Assessment (LCIA), in this paper referred to wood biomass species. However, these factors do not represent emergy or emergy-based indicators (i.e. the emergy algebra is not fulfilled). Same species growing in two different European regions (Luxembourg and Italy) are assessed, taking into account only environmental inputs and developing a consistent and spatially-explicit database.

## 2. Materials and Method

### 2.1 Case study and system boundaries

Hardwood and softwood species belonging to Italy and Luxembourg were selected. The Italian National Forest Inventory (NFI) (Tabacchi et al., 2007) accounts for 10'467'533 ha of forested area (34.7% of the total national territory) characterized by a heterogeneous distribution and a large variety of wood species. Luxembourgish area is covered homogeneously by temperate oceanic forest (FAO, 1999), which accounts for 90'050 ha (about 34.3% of the total country's area; AEF, 2003). The main challenge to tackle for the development of the new method was certainly the collection of reliable data that could approximate the geobiosphere processes network. A background system was recreated, constituted by flows at "global" level, as earth energy flows, and the water, carbon, nitrogen global cycles (collected respectively from Hermann, 2006; Watanabe and Ortega, 2011). All those flows come into the system, some of these interact among themselves and soil (i.e. rainwater interacts with rock chemical element contents to generate dissolved substances and nutrients) and consumers (i.e. decomposers), making available the inputs necessary to the tree growth. Part of these inputs leave the system, as unused flows, and the remaining comes into the sub-system. Inputs in entry interact together with the producer (i.e. forest species) that, via photosynthesis, grows during its life cycle and generates the wooden biomass. Part of this wooden biomass is seasonally lost (e.g. leafs) and re-enters in the system contributing to produce organic matter and nutrients that in turn cycle again in the sub-system. Data on system and sub-system are referred to selected areas where each wood species really grows. The output is the quantity of wood species produced in one year, calculated in $g/ha \cdot yr^{-1}$.

The annual tree growing rate datasets for each species were found in the NFI for the Italian case study (Tabacchi et al., 2007), while, data for Luxembourg were extrapolated from statistical sources and national inventories (AEF, 2003).

## 2.2 Accounting method

### *2.2.1 Theoretical and practical approach*

The theoretical approach of the method is recently developed and published by Rugani and Benetto (2012). The provisions of the three primary energy sources (Sun, Tides and Geo-heat) are independently quantified among each natural resource storage and flow at a global scale and separately assigned to the corresponding resource production compartments, to obtain the so-called Unit Embodied Energy Values ($\overrightarrow{UEEV}$s) (Neri, 2012). $\overrightarrow{UEEV}$ is defined as a vector composed by three components corresponding respectively to the Solar, Tidal and Geothermal Embodied Energy (SEE, TEE and GEE, respectively), measured in J·unit$^{-1}$ of resource ($J_{se}$·unit$^{-1}$, $J_{te}$·unit$^{-1}$, $J_{ge}$·unit$^{-1}$, where *se*, *te* and *ge* stand for solar, tidal and geothermal energy, respectively). $\overrightarrow{UEEV}$s are interpreted as the energy (of Solar, Tidal and Geo-heat type, respectively) directly and/or indirectly necessary, through a succession of natural processes, to produce one unit of product as natural resource (e.g. 1 g of wood, 1 g of rainwater etc.) (Neri, 2013). These are neither emergy values nor quantities related to the energy content of the product (the term "embodied" shall not be misunderstood). It is worth remarking as well that for convenience the reference to tides represents the independent force constituted by gravitational plus rotation forces. To allow the $\overrightarrow{UEEV}$s calculation, the natural resource compartments are framed in two matrix systems as outlined in Rugani and Benetto (2012). The final $\overrightarrow{UEEV}$s of *n* natural products are obtained by inverting and scaling the two related matrices following LCI solving techniques (Heijungs and Suh, 2002). The S, T and G independent flows represent the energy inputs destroyed in or on the Earth along with the various natural transformation processes, such as atmospheric absorption, photosynthesis, evaporation, carbon burial, and others (Hermann, 2006). Resources thus "embody" the energy from these sources.

The application details of the new method (i.e. the Life Cycle-based Embodied (S, T, G) Energy) derives from a recent PhD Dissertation (Neri, 2012) and they are submitted in part to an International Journal (Neri, 2013), where it was implemented for the first time. In practical purposes, two types of inventory were developed by collecting natural process data that could approximate the geo-biosphere complexity: 1) a background inventory of the three main biogeochemical cycles (water, carbon and nitrogen), and 2) a foreground inventory of each selected wood species. Numerous unit processes describing the earth energy flows and the water, carbon, nitrogen global cycles were built in SimaPro 7.3.3 (Goedkoop, 2010) to create the background database. The amounts (by mass) of each component and the energy provision (in J of S, T, G) directly captured were entered in each unit process, applying allocation criteria by mass (nutrients and water implied in processes). Afterwards, a detailed database with consistent physiological information, for each wood species, and site-specific data for Italy and Luxembourg was created. These datasets were useful to have a proxy of what and how much was required by the tree analyzed species for growing. Then, the background database previously built (with biogeochemical cycles' processes) was linked to each foreground unit process describing the wood species. These foreground unit processes contained one output (in mass unit of wood species produced in one year) and inputs such as carbon sequestration, N-fixed and so forth, and direct (and indirect) solar, tides and geo-heat energies. Finally, a new 'impact category' method was created with which it was possible to calculate three different indicators: SEE, TEE, GEE, with no weighing factor assigned.

## 3. Results and Discussion

The main evidence when accounting for the embodied energy associated with tree species is that the contribution of the SEE component is always (at least) four orders of magnitude greater than the contributions of GEE and TEE, see Figure 1. It clearly shows that the essential contribution to forest growth comes from the solar energy rather than tides or geothermal heat. As a consequence, the tidal and geo-heat contributions seem to be negligible with respect to the absolute value as direct input of several processes associated to the background natural cycles. Moreover, the deciduous species in Italy have lower SEE values than the same species in Luxembourg. In contrast, the latter shows lower SEE values with regard to conifers, with the exception for *Pinus* spp. With regard to Italian forests, SEE records the maximum value (1.80E+09 $J_{se}$/g) for "other deciduous" (e.g. *Acer* spp., *Alnus* spp., *Betulus* spp.), while the minimum one (7.53E+08 $J_{se}$/g) for *Populus* spp. (Figura 1). A different relative contribution is given by TEE, for which the maximum value is *Pinus* spp. (2.84E+04 $J_{te}$/g), while the minimum *Populus* spp. (7.33E+03 $J_{te}$/g). Other differences can be observed for GEE contribution, where the highest values are found for *Quercus* spp. (3.06E+03 $J_{ge}$/g) and the lowest for "other conifers" (1.24E+03 $J_{ge}$/g). A different behavior can be highlighted for Luxembourg tree species. Indeed, the maximum values of all the three embodied energy flows are recorded for "other deciduous" species (SEE: 2.77E+09 $J_{se}$/g; GEE: 1.03E+04 $J_{ge}$/g; TEE: 4.68E+04 $J_{te}$/g). In contrast, minimum values of SEE and GEE are quantified for *Picea* spp. (8.32E+08 $J_{se}$/g and 2.68E+03 $J_{ge}$/g, respectively), while TEE contribution in *Populus* spp. is the lowest (1.12E+04 $J_{te}$/g).

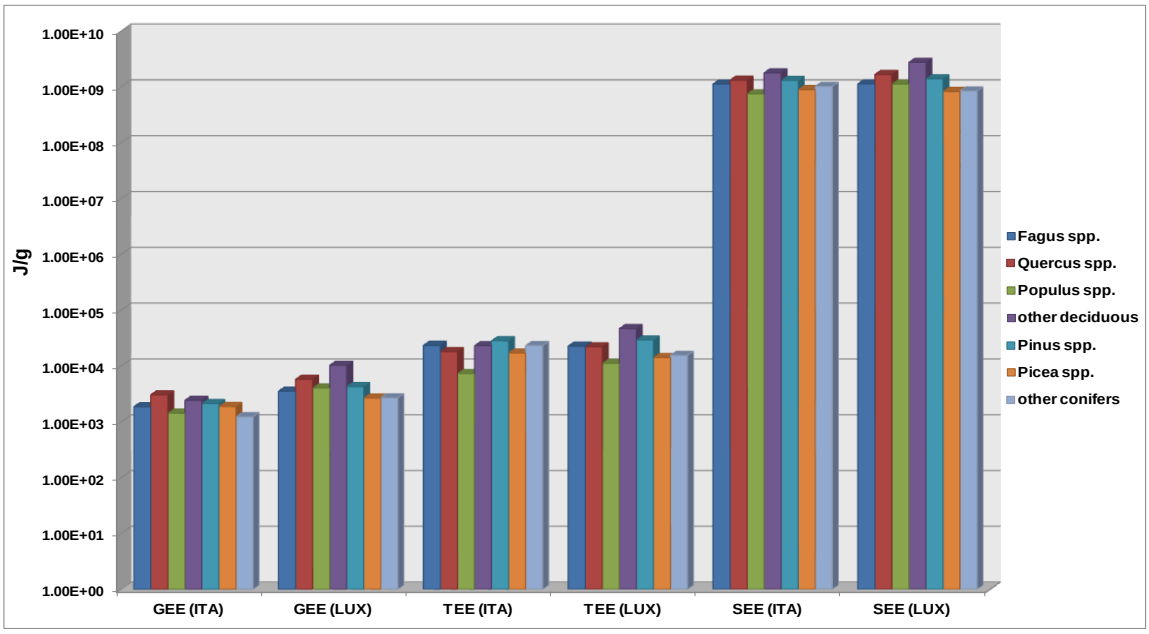



*Figure 1. Comparison of the relative contributions of the Embodied Energy inputs to the formation of the wood species located in Italy (ITA) and Luxembourg (LUX); GEE = Geoheat Embodied Energy; TEE = Tidal Embodied Energy; SEE = Solar Embodied Energy*

For both case studies, the higher SEE values for deciduous species are due to the highest contribution of solar radiation directly captured and to the solar energy related to the process of water transpiration by the tree species. TEE scores are principally influenced by the background process linked to rainfall. In fact, TEE is indirectly implied in the process of precipitation on land as friction in the atmosphere (atmospheric gravitational tides). Finally, GEE scores are principally associated with the process of land formation in which the tree species grow and to which geo-heat energy indirectly contributes.

For the Italian case study, it is worth observing that there is not an evident relationship among SEE, GEE and TEE flows. Indeed, the trend of variation from the maximum to the minimum values collected by wood species changes in each of the three flows. Moreover, there is not a net distinction between the two main groups of softwood and hardwood species for all the three flows. This result reflects the forest type characteristics and distributions: in fact, Italy is distinguished by mixed biomes, and widespread geomorphologic and climatic diversity encompassed each forest type. Mixing habitats could lead to an intermediate situation where different species coexist without any type of exclusivity. Moreover, a high heterogeneity of geothermal heat and rainfall contributions in the country occurs at the level of individual territory. The combination of these aspects could explain the large variability of value distributions. The Luxembourgish species show, instead, very similar distributions of SEE and GEE. In this case, the $\overrightarrow{UEEV}$s of conifers are the lowest, regardless the type of embodied energy (i.e., *Picea* spp. and "other conifers"), while deciduous are the highest (i.e., *Quercus* spp. and "other deciduous"). The distinction between these two groups is well clean-cut. The wide results discrepancy reflects the departure in the output unit (e.g., annual growth rate) that can be found between hardwood and softwood species and Luxembourgish forest characteristics, in which frequently mono-specific forests are observed, with a clear separation among species. Moreover, local natural inputs such as geothermal heat and rainfall do not substantially vary within the overall Luxembourgish surface, and, as a consequence, results for Luxembourgish species follow homogenous patterns. These outcomes most likely reflect the fact that forest characteristics and distributions play the major role in the computation.

Due to a lack of more accurate and spatially-explicit information, a sensitivity analysis could not be performed to check whether and how ecosystem condition changes may influence results. However, it is plausible to think that small variations of some parameters (e.g., amount of rain, growth rate and so forth) can even strongly affect the final results calculated for the tree species. Therefore, until a standardized methodology is not available to collect and manage actual measurements or statistical datasets with more consistency, this approach and its indicators should be used only as proxy of comparison among similar systems.

Even though EME and Life Cycle-based Embodied (S, T, G) Energy are grounded on different basis, a common reading, effective for both, can be given, because both account for the indirect energy contributions necessary to make available the final product (i.e. the wood species). Based on the precautionary principle, the more SEE, TEE, GEE of the wood resources, the more the species to which the values are referred have to be safeguarded and preserved, as preventative measure, despite no clear directionality could be associated to these values.

With regard to the forest types analyzed here and the result obtained, *Quercus spp.* and the species grouped in "other deciduous" item, for both case studies, are those than more than others should be preserved. In other words, because of the higher environmental work implied in resource generation and growing, the same environmental work would likely to be necessary to re-place or re-produce these wood resources once they are no more available. Such species, therefore, shall even more necessitate to be managed sustainably. This interpretation could be extended to all the types of natural resources, other than wood species.

## 4. Conclusions

This study assessed the worth of wood biomass resources in different natural forest types (in Italy and in Luxembourg) by applying the recently developed Life Cycle-based bottom-up approach (Rugani and Benetto, 2012). Results demonstrate the application feasibility of the theoretical approach. One of the aims of this study was to advance the characterization of wood biomass species.

In this connection, only environmental inputs, referred to individual wood species, are taken into account. Regionalized $\overrightarrow{UEEV}$s have been obtained and compared. It is expected that the system boundaries of LCI database processes will be enlarged in the near future with inclusion of a meaningful set of ecosystem services (Weidema et al., 2011), where eventually results obtained in this study, relative to wooden biomass resources, might be applied to account for the environmental work consumed along with the resource depletion. Accordingly, this method can provide a consistent framework to trace and evaluate the primary provision of energy throughout the formation of resources that are finally used to drive the technological processes, i.e. a sort of 'cradle to grave' perspective of the entire techno-geobiosphere. However, some limitations related to lack of data about natural cycles may hamper its full applicability in the near future. Interdisciplinary studies and additional research is required to build a comprehensive matrix-structured database to model the geobiosphere dynamics at the global scale, over which to compute new embodied primary energy values for natural resources and ecosystem services. At this stage, a complete interpretation of results is premature since this is the first application of the bottom-up approach, which needs to be extended to a relevant set of case studies.

This research has been funded by the National Research Fund of Luxembourg (FNR/11/AM2c/29). I want to thank Dr. Benedetto Rugani and Dr. Enrico Benetto for the precious collaboration at Public Research Centre Henri Tudor (section CRTE) in Luxembourg, where I spent two months as visitor scientist.

## 5. References

AEF, Administration des Eaux et Forêts du Grand-Duché de Luxembourg, Service de l'Aménagement des Bois et de l'Economie Forestière, 2003. La Forêt luxembourgeoise en chiffres - Résultats de l'inventaire forestier national au Grand-Duché de Luxembourg 1998-2000. Administration des Eaux et Forêts, Luxembourg.

Baral A., Bakshi BR., 2010. Thermodynamic metrics for aggregation of natural resources in life cycle analysis: insight via application to some transportation fuels. Environmental Science and Technology, vol. 44, pp.800–807.

Bastianoni, S., Marchettini, N., Pulselli, F.M., Rosini, M., 2005. The joint use of exergy and emergy as indicators of ecosystems performances. In: Costanza, R., Jørgensen, S.E., Xu, F.L. (Eds.), Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health. CRC press, Boca Raton, FL, pp. 239–248.

Bösch M.E., Hellweg S., Huijbregts M.A.J., Frischknecht R., 2007. Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 12, pp. 181–190.

Brandão M., Milà i Canals L., 2012. Global characterization factors to assess land use impacts on biotic production. International Journal of Life Cycle Assessment: in press.

Campbell D. E, Brandt-Williams S. L. and Cai T., 2005. Current Technical Problems in Emergy Analysis in: Brown, M. T., Bardi, E., Campbell, D. E., Comar, V., Haung, S., Rydberg, T., Tilley, D., Ulgiati, S., (Eds.), Emergy Synthesis 3. Center for Environmental Policy. University of Florida. Gainesville, FL. P. 652.

Curran M., de Baan L., de Schryver, A. van Zelm R., Hellweg S., Koellner T., Sonnemann G., Huijbregts M.A.J., 2011. Toward meaningful end points of biodiversity in life cycle assessment. Environmental Science and Technology, vol. 45, pp. 70-79.

de Baan L., Alkemade R., Koellner T. 2012. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. International Journal of Life Cycle Assessment: in press.

Dewulf J., Bösch M.E., De Meester B., Van der Vorst G., Van Langenhove H., Hellweg S., Huijbregts M.A.J., 2007. Cumulative exergy extraction from the natural environment (CEENE): a comprehensive life cycle impact assessment method for resource accounting. Environmental Science and Technology, vol. 41, pp. 8477- 8483.

EC (European Commission) Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability and DG Environment - Directorate G, 2008. European Reference Life Cycle Database, version 2.0. http://lca.jrc.ec.europa.eu

FAO, 1999. FRA 2000. A concept and strategy for ecological zoning for the global forest resources assessment 2000. Interim report. Forest Resources Assessment Program. Working Paper 20. Rome.

Gao F., Nie Z.R., Wang Z.H., Gong X.Z., Zuo T.Y., 2009. Characterization and normalization factors of abiotic resource depletion for life cycle impact assessment in China. Science in China Series E: Technological Sciences, vol. 52, pp. 215-222.

Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H. A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M. A. J., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO standards; Kluwer Academic Publisher: Dordrecht, The Netherlands.

Goedkoop M., Spriensma R., 2000. The Eco-indicator 99: a damage oriented method for life cycle impact assessment. PRé Consultants, Amersfoort, the Netherlands.

Goedkoop, M., De Schryver, A., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Pré Consultants.

Hau, J. L., Bakshi, B. R., 2004. Promise and problems of emergy analysis. Ecological Modelling, vol. 178, pp. 215 − 225.

Hauschild M., Potting J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP 2003 methodology. Environmental News No. 80, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.

Heijungs R., Suh S., 2002. The Computational Structure of Life Cycle Assessment; Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.

Hermann W. A., 2006. Quantifying global exergy resources. Energy, vol. 31, pp. 1685−1702

Huijbregts M.A.J., Rombouts L.J.A., Hellweg S., Frischknecht R., Hendriks A.J., Van De Meent D., Ragas A.M.J., Reijnders L., Struijs J., 2006. Is cumulative fossil energy demand a useful indicator for the environmental performance of products? Environmental Science and Technology, vol. 40, pp. 641- 648.

Jolliet O., Margni M., Charles R., Humbert S., Payet J., Rebitzer G., Rosenbaum R., 2003. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 8, pp. 324-330.

LULCIA 2008-2011 Koellner T. (Project Leader) Partners (in alphabetical order by last name): Arena A.P. Beck T. Bos U. Brandão M. Civit B. Deschenes L. Margni M. Milà i Canals L. Müller-Wenk R. Saad R. Wittstock B.: Operational Characterization Factors for Land use Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services in the Life-Cycle Impact Assessment - Compatible with the Framework of the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative (LULCIA): http://www.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=337831BE-0C0A-4DC9-AEE5-9DECD1F082D8 . Accessed: April 2013.

Neri E., 2012. Integrating emergy and life cycle assessment with focus on wood biomass species. PhD Dissertation, University of Siena, Italy.

Neri E., Rugani B., Benetto E., Bastianoni S., 2013. Emergy evaluation vs. Life Cycle-based Embodied (Solar, Tidal and Geothermal) Energy of wood biomass resources. Submitted to Ecological Indicators on 9th April 2013

Odum, H. T. 1988. Self-Organization, Transformity, and Information. Science, 242, 1132−1139.

Odum, H. T 1996. Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making. John Wiley and Sons: New York.

Rugani, B.; Huijbregts, M. A. J.; Mutel, C.; Bastianoni, S.; Hellweg, S., 2011. Solar Energy Demand (SED) of commodity life cycles. Environ. Sci. Technol. 45, 5426−5433.

Rugani B., Benetto E., 2012. Improvements to Emergy evaluations by using Life Cycle Assessment. Environmental Science and Technology, vol. 46, pp. 4701-4712.

Saad R., Margni M., 2012. Land use impacts on freshwater regulation erosion regulation and water purification: a spatial approach for a global scale level. Int. J. Life Cycle Assess.: in press.

Schneider L., Berger M., Finkbeiner M. 2011. The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 16, pp. 929-936.

Scienceman D. M., 1987. Energy and Emergy, in: Pillet G., Murota T., (Eds.), Environmental Economics: The Analysis of a Major Interface. R. Leimbruber, Geneva, p. 307.

Sciubba, E., 2010. On the Second-Law inconsistency of Emergy Analysis. Energy, 35, 3696−3706.

Szargut, J. (2005) Exergy Method: Technical and Ecological Applications. UK: WIT Press.

Tabacchi G., De Natale F., Di Cosmo L., Floris A., Gagliano C., Gasparini P., Genchi L., Scrinzi G., Tosi V., 2007. Le stime di superficie 2005 – Prima parte. Inventario Nazionale delle Foreste e dei Serbatoi Forestali di Carbonio (INFC). MiPAF – Corpo Forestale dello Stato - Ispettorato Generale, CRA - ISAFA, Trento. Available at: http://www.infc.it. Accessed: April 2013.

NREL (National Renewable Energy Laboratory), 2012. U.S. Life Cycle Inventory Database. Accessed November 19, 2012: https://www.lcacommons.gov/nrel/search

Wackernagel, M., Kitzes J.F., 2008. Ecological Footprint. In: Jorgensen S.E., Fath B.D. (Eds.), Encyclopedia of Ecology, 3. Elsevier B.V., Amsterdam, The Netherland, pp. 1031–1037.

Watanabe M.D.B. and Ortega E., 2011. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: valuation of water carbon and nitrogen processes. Environmental Science and Policy, vol. 14, pp. 594-604.

Weidema B.P., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Vadenbo C.O., Wernet G., 2011. Overview and Methodology. Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database Version 3, Ecoinvent Report 1(v3) The Ecoinvent Centre: St. Gallen, CH.

Werner F., Althaus H.-J., Künniger T., Richter K. and Jungbluth N., 2007. Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material. Final report ecoinvent data v2.0 No. 9. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Zhang Y., Singh S., Baral A., Bakshi B.R., 2010. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment Part I: A Critical Review. Environmental Science and Technology, vol. 44, pp. 2232-2242.

# Indice degli autori


Arzoumanidis Ioannis 44
Aliprandi Stefano 226
Amerighi Oscar 277
Anglada Roig Marta 44
Astorino Raffaele 248
Bacenetti Jacopo 141
Bandini Vittoria 148
Basosi Riccardo 120 270
Bava Luciana 14 51
Beccali Marco 133
Beggio Marta 97
Bersani Davide 148
Bienveniste Perez Gabriela 44
Bilato Gianpaolo 51
Brambilla Cristina 127
Brandini Nicolò 314
Burchi Barbara 277
Buttol Patrizia 277
Campioli Andrea 200 233
Carbonaro Corrado 185
Carra Guglielmo 200
Castellani Valentina 307
Cedillo González Erika Iveth 177
Cellura Maurizio 133
Clementi Matteo 283
Collina Elena 307
Crudele Pietro 22
Dall'Agata Claudio 293
De Angelis Enrico 262
De Ferrari Antonio 193
De Luca Anna Irene 36
De Santis Michele 193
Del Borghi Adriana 22 321
Di Ruocco Vincenzo 59
Dotelli Giovanni 170 262 314
Ducoli Chiara 283
Fabbri Daniele 148
Falbo Alida 74
Falcone Giacomo 36
Fedele Andrea 81
Ferrari A M 103 177 255
Fiala Marco 141
Finocchiaro Pietro 133
Fusi Alessandra 141
Gallo Michela 22 321
Gamberini R 103
Gargari Caterina 163
Gazulla Cristina 44
Giammetti Maria Teresa 207
Giani Martina 314
Girardi Pierpaolo 127
Giurdanella Valeria 226
Grossi Giampiero 66
Grosso Mario 74
Guarino Francesco 133
Guerci Matteo 14 51
Guidetti Riccardo 141
La Torre Antonio 262
Lacetera Nicola 66
Lavagna Monica 156
Levi Marinelli 293
Longo Sonia 133
Maran Chiara 321
Maranghi Simone 120
Marazza Diego 148
Marinelli Simona 103 177
Mason Diego 97
Masoni Paolo 59
Mazzi Anna 81
Melià Paco 170
Meloni Alessia 219
Milani M 103
Mirabella Nadia 307
Mistretta Marina 133
Molinaro Silvia 97
Monticelli Carol 226 233
Montorsi L 103
Morbiducci Renata 241
Morgante Anna 90 111
Nardone Alessandro 66
Nava Consuelo 248
Neri Elena 343
Neri Paolo 103 177 255
Niero Monia 81 336
Notarnicola Bruno 29
Olsen Stig Irving 330
Ostuzzi Francesca 293
Paleari Michele 156
Palumbo Elisabetta 163
Pansa Giorgio 262
Parisi Maria Laura 120 270
Pinat Sebastiano 81
Pini Martina 177 255
Pittau Francesco 262
Pogni Rebecca 270
Porcino Caterina 262
Porta Pier Luigi 59
Proserpio Carlo 51
Raggi Andrea 44 90
Renzulli Pietro Alexander 29
Rigamonti Lucia 74
Righi Serena 148 330
Rimini B 103
Rocco Matteo 300
Ruggieri Gianluca 170
Sabbadini Sergio 170

Saliani Aurora 148
Salieri Beatrice 330
Savini Luigi 59
Scanferla Petra 97
Scipioni Antonio 81
Scudo Gianni 283
Secchi Michela 307
Siligardi Cristina 177
Silvagni Marco 59
Simboli Alberto 90 111
Spinelli  Daniele 270
Spinelli R 255
Strano Alfio 36
Strazza Carlo 22 321
Surace Luca 81
Taddeo Raffaella 111
Tassielli Giuseppe 29
Temporelli Andrea 74
Thiebat Francesca 185
Torri  Cristian 148
Torricelli Maria Chiara 163
Urbano Giorgio 193
Venturini Loretta 314
Villa Nadia 262
Viscuso Salvatore 226
Vitali Andrea 66
Vite Clara 241
Zamagni Alessandra 59
Zampori Luca 314
Zanelli Alessandra 226 233
Zuin Stefano 97

Edito dall'ENEA
Unità Centrale Relazioni, Servizio Comunicazione
Lungotevere Thaon di Revel, 76 – 00196 Roma
*www.enea.it*

Revisione editoriale: Giuliano Ghisu
Copertina: Cristina Lanari

Stampa: Laboratorio Tecnografico del Servizio Comunicazione - Centro Ricerche ENEA Frascati

Maggio 2013

**con il patrocinio di:**

MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE

**con il sostegno di:**

selerant 1990-2010
20 Years of Vision and Expertise

BUREAU VERITAS 1828
BUREAU VERITAS

ENEA

ISBN 978-88-8286-292-3